

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JÚLIA RAINHO

**PÓS-TRATAMENTO DE ETE COMPOSTA POR RALF & LAGOA DE
POLIMENTO, EMPREGANDO RESERVATÓRIO PROFUNDO DE
ESTABILIZAÇÃO, VISANDO A FERTIRRIGAÇÃO:
ESTUDO DE CASO**

CURITIBA

2010

JÚLIA RAINHO

**PÓS-TRATAMENTO DE ETE COMPOSTA POR RALF & LAGOA DE
POLIMENTO, EMPREGANDO RESERVATÓRIO PROFUNDO DE
ESTABILIZAÇÃO, VISANDO A FERTIRRIGAÇÃO:
ESTUDO DE CASO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Miguel Mansur Aisse

CURITIBA

2010



TERMO DE APROVAÇÃO

JULIA RAINHO

**“PÓS-TRATAMENTO DE ETE COMPOSTA POR RALF & LAGOA DE POLIMENTO,
EMPREGANDO RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO, VISANDO A
FERTIRRIGAÇÃO: ESTUDO DE CASO”**

Dissertação aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:

PRESIDENTE:

Miguel Mansur Aisse
Universidade Federal do Paraná
Orientador

MEMBROS:

Roberto Fendrich
Universidade Federal do Paraná

Edilberto Nunes de Moura
Pontifícia Universidade Católica do Paraná

Cleverson Vitorio Andreoli
Centro Universitário UNIFAE

Curitiba, 13 de agosto de 2010

Dedico

À minha querida avó Mariana (*in memoriam*),
fonte de inspiração para realizar este trabalho.

E à minha mãe, pelo exemplo de força,
coragem e determinação.

AGRADECIMENTOS

Agradeço de forma especial a todos que, de alguma maneira, contribuíram para a realização deste trabalho e:

Ao meu orientador, professor Dr. Miguel Mansur Aisse, pelo incentivo, dedicação e grande auxílio no direcionamento deste trabalho;

A Banca Examinadora formada pelos professores: Edilberto Moura, Cleverson Andreoli e Roberto Fendrich, pelas críticas e sugestões ao trabalho;

A todos os professores do curso de pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela dedicação e atenção dispensada;

À SANEPAR, em especial ao técnico químico José Geraldo Machado Filho, pela preciosa ajuda na coleta e análise das amostras, e também à Uéklies, Aramis e Cibebe;

Ao Laboratório de Análises do Departamento de Engenharia Ambiental da PUCPR, por possibilitarem a realização das análises necessárias à execução do trabalho, em especial ao professor Jefferson e a Roseli Rodrigues da Silva;

Aos colegas da UFPR, em especial a Michael Mannich e Guilherme Samways, que me auxiliaram no desenvolvimento do trabalho;

Aos meus amigos, Ricardo Ribamar Costa, Clarissa Simões dos Reis e Claudia, por estarem sempre ao meu lado e Daniela Hilário Fioramosca, Ila Teixeira, Priscila Murilo e Dr. Oscar pelo grande incentivo;

A minha avó Mariana (*in memorian*) por ter sido a maior motivadora para minha iniciação na trajetória acadêmica;

Ao meu pai, Francisco Adilson Rainho, por ter me ajudado sempre que precisei e a minha mãe, Mirian de Almeida Rainho, por toda dedicação para a minha formação. A minha irmã, Ana Paula, por me proporcionar divertidos momentos;

Ao meu noivo, Rodrigo Meister pela paciência, carinho, incentivo e por sempre me alegrar e;

A Deus pela vida.

*Persistência
é o que torna
possível o impossível,
provável o possível e
definitivo o provável.*

(Anônimo)

RESUMO

Os sistemas de tratamento de esgotos procuram, em geral, minimizar o impacto do lançamento dos efluentes, nos corpos d'água receptores, atendendo a Resolução CONAMA Nº 357/05. No entanto, quando associados à irrigação, empregando o efluente, devem também atender aos aspectos de qualidade higiênica e de vazão suficiente para atender a demanda da cultura, suplementarmente ao regime hídrico da Região. Os reservatórios profundos de estabilização podem associar estes dois aspectos, mas no Brasil não se possui tradição na elaboração de projetos com esta associação. O objetivo geral do trabalho foi oferecer elementos para a concepção de um sistema de pós-tratamento de ETE, composta por RALF e lagoa de polimento, empregando reservatório profundo de estabilização, visando a fertirrigação. Os objetivos específicos foram: a) caracterizar o efluente de um sistema de tratamento RALF e lagoa de polimento, utilizando como estudo de caso a ETE Ronda (Ponta Grossa, PR); b) elaborar o balanço hídrico climatológico da região dos Campos Gerais, PR; c) calcular o volume de reservação do efluente visando a fertirrigação da cultura energética de soja e; d) conceber o sistema de reservação, aplicando o conceito de reservatório profundo de estabilização, incluindo custos de implantação. Para a caracterização do efluente da ETE Ronda foi realizado o monitoramento, composto de análises físico-químicas e bacteriológicas do esgoto sanitário afluente à ETE, efluente do RALF e efluente da lagoa, a concentração de nitrogênio e fósforo do efluente da lagoa, como um insumo à cultura da soja, e o coeficiente de decaimento bacteriano na lagoa. O balanço hídrico climatológico foi realizado em escala mensal, empregando o modelo de Thornthwaite e Mather, porém, como não foi obtido déficit hídrico pela cultura, foi utilizado o método do balanço hídrico sequencial realizado por Araujo, em escala diária. Para determinar a capacidade do reservatório foram propostos três cenários, visando o armazenamento da água em épocas desfavoráveis à irrigação e o lançamento em corpos d'água receptores. Por fim, foi concebido o sistema de reservação aplicando o conceito de reservatório profundo, com base em Juanicó *et al.*. A estimativa de custos de implantação foi realizada através do SINAPI e por uma empresa de engenharia, especificamente para a ETE Ronda e sua vazão. O sistema apresentou-se eficiente na remoção de matéria orgânica, com a remoção de DBO total de 80% e de DQO total de 72%, porém, a qualidade do efluente verificada na ETE Ronda não está adequada para fins de irrigação agrícola, sendo necessário mais uma unidade de tratamento para atingir os padrões de CT e *E.coli* recomendados pela OMS e USEPA. O efluente utilizado na fertirrigação foi capaz de suprir parcialmente as demandas de nitrogênio e fósforo. É possível reduzir a adubação nitrogenada em 10% e a dose de fósforo em 41%. O valor do déficit hídrico, obtido pelo balanço hídrico sequencial nos estádios de desenvolvimento I a IV, ciclo de 140 dias, foi de 174,5 mm. Assim, a vazão de irrigação para a cultura de soja, considerando a área de plantio de 1000 ha, foi de 1.745.000 m³/por ciclo. O reservatório será operado em um ciclo de três fases: enchimento-reposo-uso, no regime de batelada simples. O armazenamento de efluente será realizado nos meses de inverno no Sul do Brasil, caracterizados por baixas vazões nos rios, e nos meses de novembro a março o efluente será utilizado na irrigação da cultura de soja. A fase de repouso do efluente será no mês de outubro, com o objetivo de um maior polimento no mesmo (cenário 3). Considerando a carga orgânica superficial média no reservatório de 50 kg DBO/ha.d, a área média do reservatório resultou em 5,31 ha, para uma profundidade total de 16,40 m. O volume do reservatório do cenário 3, de 767.232 m³, foi o adotado pois atende tanto a questão ambiental como a financeira.

Palavras chaves: Balanço Hídrico Climatológico. Fertirrigação. Lagoa de Polimento. Reator tipo RALF. Reservatório Profundo de Estabilização. Tratamento de Esgoto Sanitário.

ABSTRACT

In a general aspect, the systems of sewage treatment seek to minimize the impact of the release of effluent in water bodies receptors, attending CONAMA Resolution N°. 357/05. However, when combined with irrigation, employing the effluent, they should also address the aspects of hygienic quality and flow sufficient rate to meet the demands of culture, additionally to the water regime in the region. The deep reservoirs of stabilization can associate these two aspects, but in Brazil there is no tradition visualizing projects with this association. The main goal of this study was to provide elements for the design of an exhaust after-treatment of ETE, composed by RALF and polishing pond, employing deep reservoir of stabilization visualizing a way of fertilizing using the treated sewage which will be called from now on fertigation. The specific aims were: a) to characterize the effluent treatment system and polishing pond RALF, using ETE RONDA (Ponta Grossa, PR) as case study; b) to prepare the climatic water balance in the region of Campos Gerais, PR; c) to calculate the volume of effluent reservation visualizing the fertigation in the crop soybean and; d) to develop a reservation system, applying the concept of deep reservoir stabilization, including construction costs. To characterize the ETE Ronda effluent, a monitoring round was conducted, consisting of physical-chemical and bacteriological wastewater from the sewage treatment plant influent, RALF effluent and pond effluent, the concentration of nitrogen and phosphorus from the effluent of the pond as an input to the soybean crop, and the coefficient of bacterial decay in the pond. The climatic water balance was performed on a monthly basis, using the model of Thornthwaite and Mather, however, as water deficit was not obtained by the culture, the sequential water balance method performed by Araujo was used on a daily basis. To determine the capacity of the reservoir three scenarios were proposed with the aim of storing water during rough periods of irrigation and the introduction in receiving water bodies. Finally, the system was designed using the concept of deep reservoir, based on Juanicó. The estimated cost of the implementation was achieved through SINAPI and by an engineering company, specifically for the ETE Ronda and its flow. The system proved to be efficient in removing organic matter, with 80% the total removal of BOD and 72% the total removal of COD, however, the effluent quality found in ETE Ronda is not suitable for farm irrigation, requiring another treatment unit to meet the standards of CT and *E. Coli* recommended by WHO and USEPA. The effluent used in the fertigation was able to partially meet the demands of nitrogen and phosphorus. It is possible to reduce nitrogen by 10% and the phosphorus level by 41%. The value of the water deficit obtained by the sequential water balance in the development stages I to IV, cycle of 140 days, was of 174.5 mm. Thus, the flow of irrigation to the soybean crop, considering an area of 1000 ha, was 1.745 million m³/per cycle. The reservoir will be operated in a three-phase-cycle: filling-stationary-use, in simple batch system. The storage of effluent will be done in the winter months in southern Brazil, characterized by low flows in rivers and from November to March the effluent will be used for the irrigation of soybean. The stationary phase of the effluent will be in October, aiming to further polish the same. Considering the surface organic load in the mean reservoir of 50 kg BOD/ha.d, the average area of the reservoir resulted in a 5.31 ha to a total depth of 16.40 m. In scenario 3, the volume of the reservoir, 767 232 m³, was adopted because it meets both the environmental and the financial issue.

Key words: Climatic Water Balance. Fertigation. Polishing Pond. RALF Reactor Type. Deep Reservoir of stabilization. Sewage Treatment.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - DESENHO ESQUEMÁTICO DE UM REATOR UASB	31
FIGURA 2 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM REATOR TIPO RALF	32
FIGURA 3 - PROCESSOS BIOLÓGICOS EM UMA LAGOA	40
FIGURA 4 - COMPARAÇÃO ENTRE OS VALORES DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE OVOS DE HELMINTOS ESTIMADA E OBSERVADA NAS LAGOAS DE POLIMENTO INVESTIGADAS	43
FIGURA 5 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS FLUXOS DO BALANÇO HÍDRICO	74
FIGURA 6 - CURVA DE CONSUMO E ADUÇÃO CONTÍNUA	84
FIGURA 7 - DIAGRAMA DE MASSAS PARA DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE DO RESERVATÓRIO COM ADUÇÃO CONTÍNUA	85
FIGURA 8 - TÍPICO CICLO ANUAL DE FLUXO CONTÍNUO EM UM RESERVATÓRIO DE EFLUENTES EM ISRAEL.....	88
FIGURA 9 - INTERAÇÕES ENTRE AS VARIÁVEIS DO RESERVATÓRIO.....	93
FIGURA 10 - MAPA DA UNIDADE DE MAPEAMENTO DE SOLO NO PARANÁ NA REGIÃO DE PONTA GROSSA.....	110
FIGURA 11 - MAPA GRUPAMENTO TEXTURAL REGIÃO DE PONTA GROSSA	112
FIGURA 12 - MAPA DE DRENAGEM NA REGIÃO DE PONTA GROSSA	114
FIGURA 13 - MAPA DE DECLIVIDADE NA REGIÃO DE PONTA GROSSA	115
FIGURA 14 - FOTO AÉREA DA REGIÃO EM ESTUDO	116
FIGURA 15 - FLUXOGRAMA DA ETE RONDA.....	117
FIGURA 16 - ETE RONDA: VISTA GRADEAMENTO DE SÓLIDOS GROSSEIROS E SÓLIDOS FINOS	120
FIGURA 17 - ETE RONDA: VISTA DESARENADOR.....	120
FIGURA 18 - ETE RONDA: VISTA DA CALHA PARSHALL.....	121
FIGURA 19 - ETE RONDA: VISTA DO REATOR RALF	122
FIGURA 20 - ETE RONDA: VISTA DA LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO	123
FIGURA 21 - CORTE ESQUEMÁTICO DA ETE RONDA.....	124
FIGURA 22 - PONTOS DE AMOSTRAGEM NA ETE RONDA.....	125
FIGURA 23 - ETE RONDA: CORTE LONGITUDINAL DO RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO.....	186

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 1 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO EM LAGOA DE FLUXO DISPERSO.....	48
GRÁFICO 2 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COLIFORMES X UNIDADES LOG EM LAGOA DE FLUXO DISPERSO	48
GRÁFICO 3 - ETE RONDA: VAZÃO AFLUENTE AO REATOR RALF – JAN/2009 A MAR/2010	148
GRÁFICO 4 - ETE RONDA: VARIABILIDADE DOS RESULTADOS DAS ANÁLISES DE <i>E.COLI</i> DURANTE O PERÍODO DE ESTUDO	157
GRÁFICO 5 - ETE RONDA: VARIABILIDADE DOS RESULTADOS DAS ANÁLISES DE COLIFORMES TOTAIS DURANTE O PERÍODO DE ESTUDO ..	157
GRÁFICO 6 - ETE RONDA: CURVA DE ENTRADA <i>VERSUS</i> SAÍDA DE <i>E.COLI</i> NA LAGOA DE POLIMENTO.....	161
GRÁFICO 7 - ETE RONDA: COLIFORMES TOTAIS NA LAGOA DE POLIMENTO	162
GRÁFICO 8 - PONTA GROSSA-PR: EXTRATO BALANÇO HÍDRICO MENSAL ..	167
GRÁFICO 9 - ETE RONDA: CURVA DO VOLUME ACUMULADO E AS VAZÕES DE ENTRADA E SAÍDA DO CENÁRIO 1	177
GRÁFICO 10 - ETE RONDA: CURVA DO VOLUME ACUMULADO E AS VAZÕES DE ENTRADA E SAÍDA DO CENÁRIO 2	179
GRÁFICO 11 - ETE RONDA: CURVA DO VOLUME ACUMULADO E AS VAZÕES DE ENTRADA E SAÍDA DO CENÁRIO 3	181

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - VANTAGENS E DESVANTAGENS DOS PROCESSOS ANAERÓBIOS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS.....	28
QUADRO 2 - FÓRMULAS PARA CÁLCULO DA CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES NO EFLUENTE E O COEFICIENTE K.....	45
QUADRO 3 - VISCOSIDADE CINEMÁTICA X TEMPERATURA DA ÁGUA.....	47
QUADRO 4 - VALORES DE K_b OBTIDOS PELA FÓRMULA 3.1 - LAGOAS FACULTATIVAS E DE MATURAÇÃO	50
QUADRO 5 - CONSTANTES CINÉTICAS DE PRIMEIRA ORDEM NA REMOÇÃO DE DBO_5	51
QUADRO 6 - CONSTANTES CINÉTICAS DE PRIMEIRA ORDEM NA REMOÇÃO DE DECAIMENTO BACTERIANO	52
QUADRO 7 - VALORES DE K_b EM OUTROS ESTUDOS	53
QUADRO 8 - PRINCIPAIS PARÂMETROS DE PROJETO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	54
QUADRO 9 - PRINCIPAIS RELAÇÕES E COEFICIENTES UTILIZADOS NA ESTIMATIVA DE REMOÇÃO DE COLIFORMES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	54
QUADRO 10 - CLASSES DE QUALIDADE DOS RIOS PARA ÁGUAS UTILIZADAS EM IRRIGAÇÃO DE DIFERENTES CULTURAS.....	63
QUADRO 11 - DIRETRIZES DA USEPA PARA A UTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS NA AGRICULTURA.....	64
QUADRO 12 - DIRETRIZES DA OMS PARA O USO AGRÍCOLA DE ESGOTOS SANITÁRIOS	65
QUADRO 13 - DIRETRIZES DO PROSAB PARA USO AGRÍCOLA DE ESGOTOS SANITÁRIOS	66
QUADRO 14 - FINALIDADES DOS RESERVATÓRIOS DE DISTRIBUIÇÃO PARA DIFERENTES TIPOS DE CONSUMO	82
QUADRO 15 - PRINCIPAIS DIFERENÇAS ENTRE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO E LAGOAS DE POLIMENTO	91

QUADRO 16 - RESERVATÓRIOS DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS, EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO POR FLUXO CONTÍNUO E BATELADA.....	94
QUADRO 17 - FÓRMULAS PARA CÁLCULO DA PEF E DO MRT EM RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO	99
QUADRO 18 - CLASSES DE PROFUNDIDADES DOS SOLOS.....	111
QUADRO 19 - GRUPAMENTOS TEXTURAIS	111
QUADRO 20 - CLASSES DE RELEVO	114
QUADRO 21 - CARACTERÍSTICAS DA ETE RONDA.....	118
QUADRO 22 - ETE RONDA: PARÂMETROS ANALISADOS PELO LABORATÓRIO SANEPAR.....	126
QUADRO 23 - ETE RONDA: PARÂMETROS ANALISADOS PELO LABORATÓRIO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DA PUCPR.....	127
QUADRO 24 - MONITORAMENTO E PLANEJAMENTO DAS COLETAS DA ETE RONDA	128
QUADRO 25 - COEFICIENTES MÉDIOS DA CULTURA DA SOJA EM FUNÇÃO DO ESTÁDIO DE DESENVOLVIMENTO.....	135
QUADRO 26 - EVAPOTRANSPIRAÇÃO MÁXIMA DA CULTURA DA SOJA EM DIFERENTES SUBPERÍODOS	135
QUADRO 27 - FATORES QUE AFETAM A ESCOLHA DO PROCESSO DE IRRIGAÇÃO E AS MEDIDAS PROTETIVAS REQUERIDAS QUANDO SE UTILIZAM ESGOTOS	139
QUADRO 28 - ASPECTOS QUE INFLUÊNCIAM A APTIDÃO DAS TERRAS DO ESTADO DO PARANÁ PARA USO DE EFLUENTES NA AGRICULTURA	139
QUADRO 29 - EXIGÊNCIAS NUTRICIONAIS PARA A PRODUÇÃO DE 1 TONELADA DE GRÃOS DE SOJA.....	140
QUADRO 30 - SIMULAÇÕES DE RESERVAÇÃO DO EFLUENTE	142
QUADRO 31 - ESTÁDIOS FENOLÓGICOS DOS CULTIVARES DA CULTURA DE SOJA E SEUS RESPECTIVOS VALORES DE KC E Z.....	169
QUADRO 32 - ETE RONDA: CUSTO DE EXECUÇÃO (I) DO RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO.....	189
QUADRO 33 - ETE RONDA: CUSTO DE EXECUÇÃO (II) DO RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO.....	190

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - ETE RONDA (SANEPAR): VERIFICAÇÃO DOS PARÂMETROS DE PROJETO E OPERAÇÃO.....	145
TABELA 2 - ETE RONDA: VALORES MÉDIOS E EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DAS ANÁLISES REALIZADAS PELO LABORATÓRIO DA SANEPAR... ..	149
TABELA 3 - ETE RONDA: VALORES MÉDIOS E EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DAS ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DA PUCPR	150
TABELA 4 - ETE RONDA: VALORES OBSERVADOS DE COEFICIENTE DE DECAIMENTO BACTERIANO (COLIFORMES TOTAIS) PARA A LAGOA DE POLIMENTO.....	159
TABELA 5 - ETE RONDA: VALORES OBSERVADOS DE COEFICIENTE DE DECAIMENTO BACTERIANO (<i>E.COLI</i>) PARA A LAGOA DE POLIMENTO	160
TABELA 6 - PONTA GROSSA-PR: BALANÇO HÍDRICO PARA CULTURA DE SOJA	164
TABELA 7 - ETE RONDA: BALANÇO HÍDRICO SEQUENCIAL PARA CULTURA DE SOJA.....	171
TABELA 8 - PONTA GROSSA/PR: VALORES DOS MACRONUTRIENTES (N E P) APLICADOS NA CULTURA DE SOJA PELA FERTIRRIGAÇÃO	174
TABELA 9 - PONTA GROSSA/PR: VALORES DOS MACRONUTRIENTES (N E P) NECESSÁRIOS PARA A PRODUTIVIDADE DA CULTURA DE SOJA... ..	174
TABELA 10 - ETE RONDA: DETERMINAÇÃO DO VOLUME ÚTIL DO RESERVATÓRIO PARA O CENÁRIO 1	177
TABELA 11 - ETE RONDA: DETERMINAÇÃO DO VOLUME ÚTIL DO RESERVATÓRIO PARA O CENÁRIO 2.....	178
TABELA 12 - ETE RONDA: DETERMINAÇÃO DO VOLUME ÚTIL DO RESERVATÓRIO PARA O CENÁRIO 3.....	180
TABELA 13 - ETE RONDA: AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA VIABILIDADE ECONÔMICA DO RESERVATÓRIO PROFUNDO.....	191

LISTA DE SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
AQRM - Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico
CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CNRH - Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPEL - Companhia Paranaense de Energia
DAFA - Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente
DESA - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais
EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE - Estação de Tratamento de Esgoto
FINEP - Financiadora de Estudos e Projetos
NBR - Norma Brasileira
NR - Norma Regulamentadora
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
OMS - Organização Mundial da Saúde
PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
RAFA - Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
RAFALL - Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Leito de Lodo
RAFAMAL - Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manto de Lodo
RALF - Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado
SANEPAR - Companhia de Saneamento do Paraná
SEMA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná
SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental
SINAPI - Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil
UEPB - Universidade Estadual da Paraíba
UASB - Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente de Manta de Lodo
UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais
UFPR - Universidade Federal do Paraná
UFRGS - Universidade Federal do Rio Grande do Sul
URPG - Unidade Regional da Sanepar de Ponta Grossa
USAV - Unidade de Serviços de Avaliação de Conformidades da Sanepar
USEPA - United States Environmental Protection Agency
WHO - World Health Organization (Organização Mundial da Saúde)

LISTA DE SÍMBOLOS

A - Coeficiente Adimensional
A - Área da Seção Transversal do Reator
AC - Ascensão Capilar
AGV - Ácidos Graxos Voláteis
B - Largura da Lagoa
B - Boro
C - Concentração da Substância Reagente
C - Contagem de Coliformes no Efluente
C_o - Contagem de Coliformes no Afluente
Ca - Cálcio
CAD - Capacidade de Armazenamento de Água no Solo
CE - Salinidade
CF - Coliformes Fecais
CHV - Carga Hidráulica Volumétrica
Cl - Cloro
Co - Cobalto
CO₂ - Gás Carbônico
COD - Carbono Orgânico Dissolvido
COV - Carga Orgânica Volumétrica
C_{org} - Carga Orgânica Afluente
Cs_a - Carga Orgânica Superficial Aplicada
CT - Coliformes Totais
C_{term} - Coliformes Termotolerantes
Cu - Cobre
CV - Coeficiente de Variação
D - Número de Dispersão
D - Inclinação do Talude Interno
DP - Drenagem Profunda
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 Dias
DQO - Demanda Química de Oxigênio
E - Eficiência de Remoção de DBO Ou DQO
E_{DBO} - Eficiência do Reator UASB em Termos de Remoção de DBO
E_{DQO} - Eficiência do Reator UASB em Termos de Remoção de DQO
E_e - Escoamento Superficial de Entrada
Es - Escoamento Superficial de Saída
E_s - Evaporação Superficial
ET - Evapotranspiração
ETM - Evapotranspiração Máxima de Uma Cultura
ETP - Evapotranspiração Potencial
Fe - Ferro
H - Profundidade da Lagoa
Hr - Altura do Reator
H₂O – Água
I - Infiltração
I - Índice de Calor Anual

IN - Tempo de Enchimento
K - Velocidade Média da Reação
K' - Constante Cinética da Reação de Consumo da Substância
K - Potássio
Kb - Coeficiente de Decaimento Bacteriano
Kbt - Decaimento de Coliformes para Qualquer Temperatura
Kcl - Cloreto de Potássio
K_{mo} - Coeficiente de Remoção de Matéria Orgânica
KNO₃ - Nitrato de Potássio
L - Comprimento da Lagoa
Li - Lítio
LiCl - Cloreto de Lítio
LP - Lagoas de Polimento
Mg - Magnésio
Mn - Manganês
Mo - Molibdênio
MRT - Tempo Médio de Maturação no Reservatório
N - Nitrogênio
N₂ - Nitrogênio Atmosférico
Nh - Número de Horas de Luz Solar na Latitude Considerada
NH₃ - Nitrogênio Amoniacal
Ni - Níquel
NMP/100 mL - Número Mais Provável de Coliformes em 100 Mililitros
N Dias - Número de Dias do Mês em Estudo
NO₂ - Nitrito
NO₃ - Nitrato
N Orgânico - Nitrogênio Orgânico
NT - Nitrogênio Total
NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl
O₂ - Oxigênio
OD - Oxigênio Dissolvido
P - Profundidade Efetiva do Sistema Radicular
P - Fósforo
P - Precipitação
PEF - Porcentagem de Efluente Fresco
pH - Potencial Hidrogeniônico
qs - taxa hidráulica superficial
Q - Vazão
Q_a - Vazão Afluente
Q_e - Vazão Efluente
RAS - Sodicidade da Água
S - Concentração de DBO ou DQO Efluente
Se - Selênio
S₀ - Concentração do Substrato Afluente
SDT - Sólidos Dissolvidos Totais
S Sed - Sólidos Sedimentáveis
SST - Sólidos Suspensos Totais
ST/L - Sólidos Totais por Litro
t - Tempo
Tar - Temperatura do Ar no Mês Mais Frio

TDH - Tempo de Detenção Hidráulica

T_s - Transpiração da Planta Proveniente da Umidade da Parte Superficial do Solo

UFC/mL - Unidade Formadora de Colônias por Mililitro

UV - Ultra Violeta

U_{cc} - Umidade Volumétrica na Capacidade de Campo

U_{pmp} - Umidade Volumétrica Ponto de Murcha Permanente

V - Velocidade Ascensional do Fluxo ou Velocidade Ascensional

V - Volume Total do Reator

V_r - Volume de Reservação

\bar{x} - Média Geométrica

Zn – Zinco

σ - Desvio Padrão

δ - Valor da Declinação Solar Para Dada Latitude

Φ - Latitude da Região

Θ - Coeficiente Experimental Dependência da Temperatura

γ - Viscosidade Cinemática da Água

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
1.1	Justificativa	22
1.2	Relevância.....	24
1.3	Objetivos.....	25
1.3.1	Objetivo Geral.....	25
1.3.2	Objetivos Específicos	25
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	26
2.1	TRATAMENTO DE ESGOTOS	26
2.2	REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE E MANTA DE LODO – UASB.....	27
2.2.1	Tratamento Anaeróbio	27
2.2.2	Contextualização e Princípios de Funcionamento do Reator UASB	29
2.2.3	Microbiologia e Bioquímica dos Reatores.....	32
2.2.4	Crítérios e Parâmetros de Projeto	33
2.2.5	Resultados Esperados.....	35
2.2.6	Controle Operacional.....	37
2.3	LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO	37
2.3.1	Conceituação de Lagoas de Estabilização	37
2.3.2	Remoção de Matéria Orgânica e Sólidos em Suspensão	39
2.3.3	Remoção de Organismos Patogênicos	40
2.3.4	A Influência do Regime Hidráulico na Remoção da DBO e Coliformes.....	44
2.3.4.1	Regimes Hidráulicos dos Reatores.....	44
2.3.4.2	Dcaimento bacteriano (Kb)	49
2.3.5	Remoção de Nutrientes	55
2.3.6	Lagoa de Polimento.....	56
2.3.7	Parâmetros Físicos e Operacionais.....	57
2.4	FERTIRRIGAÇÃO COM EFLUENTES.....	59
2.4.1	Reuso da Água.....	59
2.4.2	Crítérios de Qualidade das Águas Residuárias Utilizados na Agricultura.....	61
2.4.3	Fertirrigação	67
2.4.4	Cultura Energética de Soja (<i>Glycine max</i>).....	68

2.4.4.1	Demanda Nutricional	68
2.4.4.2	Demanda Hídrica.....	69
2.4.4.3	Balanço Hídrico	71
2.4.4.4	Elementos do Balanço Hídrico	72
2.4.4.5	Efeitos Potenciais dos Nutrientes Sobre o Solo e Planta	75
2.4.4.6	Técnicas de Irrigação	77
2.4.5	Análise de Risco	80
2.5	RESERVATÓRIOS.....	82
2.5.1	Função do Reservatório	82
2.5.2	Capacidade dos Reservatórios.....	83
2.5.3	Método de RIPPL	85
2.5.4	Outros Métodos para Dimensionamento de Reservatórios	86
2.6	RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO.....	87
2.6.1	Regimes Operacionais	95
2.6.2	Carga Orgânica Superficial.....	101
2.6.3	Detalhes Específicos de Projeto.....	103
2.7	AVALIAÇÃO CRÍTICA.....	105
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	109
3.1	CARACTERIZAÇÃO GERAL DO CENÁRIO SOB ESTUDO	109
3.1.1	Dados Gerais do Município de Ponta Grossa.....	109
3.1.2	ETE Ronda (Ponta Grossa/PR).....	115
3.1.3	Descrição das Unidades que Compõe a Estação de Tratamento RONDA ..	118
3.1.3.1	Tratamento Preliminar	118
3.1.3.2	Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado - RALF	121
3.1.3.3	Lagoa de Pós-Tratamento	123
3.2	MÉTODOS	124
3.2.1	Monitoramento da ETE Ronda	124
3.2.1.1	Monitoramento pela SANEPAR.....	125
3.2.1.2	Monitoramento Complementar	126
3.2.1.3	Procedimento e Tabulação de Resultados	128
3.2.1.4	Determinação dos Coeficientes de Remoção de Matéria Orgânica e de Decaimento Bacteriano na Lagoa de Polimento.....	129
3.2.2	Método de Balanço Hídrico Climatológico	130
3.2.3	Cálculo do Volume de Reservação do Efluente	141

3.2.4	Concepção do Sistema de Reservação Aplicando o Conceito de Reservatório Profundo de Estabilização e Custos de Implantação.....	143
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	144
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DE ETE COMPOSTA POR RALF E LAGOA DE POLIMENTO	144
4.1.1	Verificações dos Parâmetros de Projeto.....	144
4.1.2	Variação Sazonal da Vazão	148
4.1.3	Parâmetros de Avaliação da Eficiência	149
4.1.3.1	Análises Físico-Químicas	150
4.1.3.2	Análises Bacteriológicas.....	154
4.1.4	Determinação do Coeficiente de Decaimento Bacteriano na Lagoa de Polimento.....	159
4.2	BALANÇO HÍDRICO PARA CULTURA DA SOJA NA REGIÃO DOS CAMPOS GERAIS (PARANÁ)	164
4.2.1	Balanço Hídrico Sequencial Realizado por Araujo	167
4.2.2	Método para Irrigar a Cultura de Soja na Região dos Campos Gerais.....	172
4.2.3	Verificação da Taxa de Aplicação de N e P.....	172
4.3	CÁLCULO DO VOLUME DE RESERVAÇÃO DO EFLUENTE VISANDO A FERTIRRIGAÇÃO DA SOJA, APLICADA À REGIÃO DE CAMPOS GERAIS	175
4.4	CONCEPÇÃO DO SISTEMA DE RESERVAÇÃO APLICANDO O CONCEITO DE RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO E CUSTOS DE IMPLANTAÇÃO.....	182
4.4.1	Aplicação do Conceito de Reservatório Profundo	182
4.4.2	Aspectos Construtivos.....	184
4.4.3	Custos de Implantação	187
5	CONCLUSÃO	193
6	RECOMENDAÇÕES	198
	REFERÊNCIAS.....	200
	APÊNDICES.....	212
	ANEXOS	220

1 INTRODUÇÃO

A poluição das águas gera diversos problemas quanto ao seu uso, à qualidade e disponibilidade, afetando a vida de todos. O esgoto *in natura*, isto é, sem tratamento, quando despejado em rios, lagos e mananciais pode ocasionar, dependendo da relação entre as vazões do esgoto lançado e do corpo receptor, graves danos à qualidade da água. Neste caso, pode ocorrer a diminuição do oxigênio dissolvido (OD) de forma a colocar em risco a vida dos seres aquáticos, além da contaminação de seres humanos e animais.

Com o crescimento populacional há um aumento na demanda de água para suprir as necessidades básicas que, conseqüentemente, gera conflitos quanto a sua qualidade, usos e disponibilidade. Nesse contexto é de grande interesse técnico, ambiental e econômico o tratamento de esgoto adequado e a procura por novas formas de uso do esgoto tratado.

As estações de tratamento do esgoto (ETEs) devem ser projetadas de tal forma que a qualidade do efluente esteja de acordo com os padrões exigidos pela legislação vigente. Isso requer das estações de tratamento de esgotos a remoção de macronutrientes como o nitrogênio (N) e o fósforo (P). Assim, devido a exigência de padrões de lançamento, o reuso da água surge como uma alternativa para a reciclagem de nutrientes, isto é, utilizar o efluente tratado para irrigar certas culturas. (AISSE *et al.*, 2006, p. 111)

A falta da água foi sempre o fator dominante e limitante na agricultura na maioria dos países do oriente médio, e sua população teve que se adaptar a esta situação. Devido a este fato os agricultores em Israel, nos anos 70, armazenaram água residuária tratada durante o inverno, para posterior uso no verão. Durante o período de armazenamento, foi verificada uma redução nas concentrações de microrganismos, matérias orgânicas e nutrientes do efluente armazenado, sendo, a partir daí, utilizado também como unidades de tratamento. (JUANICÓ, 1996, p. 149-150)

O armazenamento em reservatórios como sistema de tratamento integrado, pode ser utilizado principalmente para atender as demandas sazonais e como pós-tratamento. Esta é uma prática comum na agricultura convencional e constatada

também no caso do reuso, com exemplos em Israel e México. (FLORENCIO; BASTOS; AISSE, 2006, p. 12-13)

O reuso agrícola é uma técnica utilizada em muitos países e, conforme Libhaber (2007, p. 1-2) gera muitos benefícios, como:

- a) o efluente representa uma fonte segura de água, independentemente das condições climáticas, importante principalmente em períodos de secas;
- b) não apresentar perigo de acumulação gradual de contaminantes, pois a irrigação na agricultura consiste em um ciclo contínuo;
- c) o efluente tratado contém nutrientes, como nitrogênio, potássio e fósforo, matéria orgânica e micronutrientes que podem ser convertidos em elementos benéficos para o solo;
- d) a irrigação dos cultivos agrícolas pode ser flexibilizada quanto aos requerimentos da qualidade da água;
- e) o reuso das águas residuárias evita a contaminação dos recursos hídricos, pois impede o seu retorno imediato para o corpo receptor de água.

1.1 Justificativa

O consumo de água na agricultura irrigada é muito elevado, sendo necessário utilizar a água de fontes alternativas para beneficiar os recursos hídricos.

A reutilização da água de qualidade inferior (efluentes pós-tratados), para finalidade agrícola, reduz a demanda sobre os mananciais de água devido à substituição da água potável por uma água de qualidade inferior, dessa forma, grandes volumes de água podem ser poupados e direcionados para outros usos prioritários. Tal substituição é possível em função da qualidade requerida para um uso específico.

Cumprе citar, por sua vez, que há muitos rios com vazões pequenas, que servem de corpo receptor do esgoto tratado lançado pelas estações de tratamento, e algumas vezes o volume do esgoto despejado é maior que a vazão do rio, que tem

baixa capacidade para receber esse volume. Com isso, o manancial receptor não consegue se recuperar da poluição pela autodepuração surgindo à necessidade de reservar este efluente e reutilizar na irrigação de certas culturas. (SOLUÇÕES, 2008)

O Estado do Paraná é um dos principais produtores de soja no Brasil, sendo o cultivo incentivado pelo Programa Paranaense de Bioenergia, que impulsiona a produção e o uso do Biodiesel. Assim, o uso de efluente de ETE, visando a fertirrigação de culturas renováveis de oleaginosas, para a produção de biodiesel, busca a contribuição tanto para o setor de saneamento como para o setor agrícola. (AISSE *et al.*, 2006, p. 111-154)

A utilização do efluente para a irrigação da soja tem como base a concentração de nutrientes no efluente, as necessidades nutricionais das culturas e a complementação do suprimento de água.

O estudo da interação clima-solo-água-plantas deve ser o ponto de partida quando se visa o aumento da eficiência da produtividade agrícola, e constitui o aspecto mais importante em qualquer atividade que envolva o uso eficiente dos recursos hídricos (BASTOS *et al.*, 2003). Com base nestes estudos será possível o estabelecimento de critérios para o uso seguro da fertirrigação com efluente de ETE sem riscos de contaminação do solo e da água subterrânea.

A Organização Mundial da Saúde (OMS), em 1973, publicou as primeiras diretrizes sobre o uso de águas residuárias. Esta organização internacional recomenda critérios de saúde para a utilização de efluentes de ETEs em atividades agrícolas (WHO, 1973). No Brasil, no entanto, esta prática não é muito difundida, mas a Resolução N° 54, promulgada pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) em 2005 coloca a atividade de reuso da água como integrante das políticas de gestão de recursos hídricos vigentes no país. (BRASIL, 2006, p. 1-3)

Do ponto de vista sanitário e ambiental, o uso de águas residuárias, representa uma alternativa para o gerenciamento e proteção dos recursos hídricos dos municípios brasileiros.

A escolha da ETE Ronda partiu do projeto elaborado pela SANEPAR "Uso integrado de efluente de estação de tratamento de esgoto sanitário e biogás na agricultura", o qual consolida um programa de reuso de esgoto tratado na agricultura, utilizando para tanto o biogás gerado nas ETEs como fonte de energia

alternativa para o sistema de irrigação. A ETE Ronda seria uma das estações a serem implantadas no projeto.

A proposta prioriza a fertirrigação agrícola de culturas renováveis para produção de biodiesel com a utilização de efluentes tratados resultando na agregação de valor aos resíduos de estações de tratamento de esgoto e na criação de mecanismos de minimização de passivo ambiental. O trabalho envolve a integralização multidisciplinar em diferentes áreas de conhecimento, cuja abordagem da proposta está subdividida em 12 subprojetos integradores distribuídos em quatro núcleos de pesquisa (hídrico sanitário, agrônomo-energético, epidemiológico e gestão), detalhadamente descritos no Anexo A. (ANDREOLI *et al.*, 2007)

1.2 Relevância

O tema apresentado compila três assuntos: saneamento ambiental, recursos hídricos e irrigação, sendo de extrema relevância no contexto sanitário - ambiental-econômico brasileiro.

O armazenamento de efluentes em reservatório profundo de estabilização é novidade no Brasil, sendo pesquisado pela primeira vez em uma estação experimental de tratamento de esgotos sanitários no Nordeste em 1998. Não se encontra no Brasil nenhum reservatório profundo de estabilização em funcionamento, entretanto, em outros países, esses reservatórios são utilizados há mais de 30 anos. Neste sentido, os sistemas de tratamento de esgotos oferecem um grande potencial de águas residuárias para serem reservadas e utilizadas na irrigação. O armazenamento atende as demandas sazonais e serve como pós-tratamento.

A utilização do esgoto tratado em fertirrigação traz benefícios à qualidade dos recursos hídricos, favorece o uso sustentável, reduz a contaminação de mananciais, minimiza custos com a obtenção de fertilizantes químicos e matéria orgânica substituídos por nutrientes presentes no próprio efluente, otimiza a produtividade agrícola, reduz o elevado consumo de água potável empregada na agricultura, gerando a sua economia e a viabilização de cultivos em áreas com déficit hídrico.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo Geral

O objetivo geral do trabalho é oferecer elementos para a concepção do pós-tratamento de ETE composta por RALF & Lagoa de Polimento, empregando reservatório profundo de estabilização, visando a fertirrigação.

1.3.2 Objetivos Específicos

- a) Caracterizar o efluente de um sistema de tratamento de esgoto, reator anaeróbio de lodo fluidizado (RALF) e lagoa de polimento, utilizando como estudo de caso a ETE Ronda (Ponta Grossa, PR);
- b) Elaborar o balanço hídrico da região dos Campos Gerais, Paraná, visando a fertirrigação da cultura energética de soja;
- c) Calcular o volume de reservação do efluente visando a fertirrigação da cultura energética de soja, aplicada à região de Campos Gerais;
- d) Conceber o sistema de reservação aplicando o conceito de reservatório profundo de estabilização, incluindo avaliação de custos de implantação.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 TRATAMENTO DE ESGOTOS

Aisse (2000, p. 25) define esgoto ou água residuária como “líquido conduzido pelas canalizações de esgotamento das comunidades”. Apresenta características em função da sua origem, da variação horária, do comprimento e do estado de conservação da rede coletora. O esgoto, de acordo com a sua origem, pode ser dividido em sanitário, industrial e pluvial.

O tratamento consiste na remoção dos principais poluentes presentes nas águas residuárias, retornando-as ao corpo d’água sem alteração de sua qualidade.

A escolha do sistema de tratamento é função das condições estabelecidas para a qualidade da água dos corpos receptores e depende das características físicas, químicas e biológicas do esgoto.

O processo de tratamento do esgoto pode adotar diferentes tecnologias para depuração do efluente, no entanto, de modo geral segue um fluxo que compreende as seguintes etapas, segundo Braga *et al.* (2002, p. 119-121):

- a) tratamento preliminar - remoção de grandes sólidos grosseiros, areia e gorduras, para proteger as demais unidades de tratamento, os dispositivos de transporte e os corpos receptores;
- b) tratamento primário - os esgotos ainda contém sólidos em suspensão não grosseiros cuja remoção pode ser feita em unidades de sedimentação, reduzindo a matéria orgânica contida no efluente. Os sólidos sedimentáveis e flutuantes são retirados através de mecanismos físicos. Os esgotos fluem vagarosamente pelos decantadores, permitindo que os sólidos em suspensão de maior densidade sedimentem gradualmente no fundo, formando o lodo primário bruto. Os materiais flutuantes como graxas e óleos, de menor densidade, são removidos na superfície. A eliminação média da DBO (demanda bioquímica de oxigênio) é de 30%;

- c) tratamento secundário - processa, principalmente, a remoção de sólidos e de matéria orgânica não sedimentável e, eventualmente, nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P). Após as fases primária e secundária, a eliminação de DBO deve alcançar 90% dependendo do tratamento utilizado. É a etapa de remoção biológica dos poluentes e sua eficiência permite produzir um efluente em conformidade com o padrão de lançamento previsto na legislação ambiental;
- d) tratamento terciário - remoção de poluentes tóxicos ou não biodegradáveis;
- e) desinfecção - grande parte dos microorganismos patogênicos foi eliminada nas etapas anteriores, mas não a sua totalidade. A desinfecção total pode ser feita por processos naturais ou artificiais.

2.2 REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE E MANTA DE LODO – UASB

2.2.1 Tratamento Anaeróbio

Os sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto têm uma posição de destaque e grande aplicabilidade no Brasil, tendo em vista as características favoráveis como baixo custo, simplicidade operacional, baixa produção de sólidos, aliadas às condições ambientais, onde predominam elevadas temperaturas.

No Brasil, quase todas as alternativas de tratamento de esgoto doméstico incluem os reatores anaeróbios como principal opção, o que demonstra uma grande aceitação desta tecnologia. O Quadro 1 apresenta as principais vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.

PROCESSOS ANAERÓBIOS	
VANTAGENS	DESVANTAGENS
<ul style="list-style-type: none"> - baixa produção de sólidos, cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios; - baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada. Isso faz com que os sistemas tenham custos operacionais muito baixos; - baixa demanda de área; - baixos custos de implantação, da ordem de R\$ 20 a 40 <i>per capita</i>; - produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico; - possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses; - tolerância a elevadas cargas orgânicas; - aplicabilidade em pequena e grande escala; - baixo consumo de nutrientes. 	<ul style="list-style-type: none"> - as bactérias anaeróbias são susceptíveis à inibição por um grande número de compostos; - a partida do processo pode ser lenta, na ausência de lodo de semeadura adaptado; - alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária; - a bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas; - possibilidade de geração de maus odores, porém controláveis; - possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável; - remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória.

QUADRO 1 - VANTAGENS E DESVANTAGENS DOS PROCESSOS ANAERÓBIOS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS

FONTE: CHERNICHARO, C. A. L (1997), *apud* CHERNICHARO *et al.* (2001)

Embora o tratamento anaeróbio apresente inúmeras vantagens, Cavalcanti *et al.* (2001, p. 105-170), relatam que é necessário uma etapa de pós-tratamento desses reatores, como uma forma do efluente tratado atender os requisitos da legislação ambiental e proteger os corpos d'água receptores dos lançamentos. Os sistemas anaeróbios apresentam boa remoção de matéria orgânica biodegradável, porém, nenhuma eficiência na remoção de N e P.

A função principal do pós-tratamento é o de completar a remoção da matéria orgânica, bem como remover alguns nutrientes, como N e P, e alguns organismos patogênicos, como vírus, bactérias, protozoários e helmintos.

Conforme Chernicharo *et al.* (2007, p. 320) a remoção de coliformes fecais nos reatores anaeróbios tem baixa eficiência, usualmente na ordem de uma unidade logarítmica e há, poucos estudos que abordam a remoção de vírus e protozoários nestes reatores. A remoção de ovos de helmintos nos reatores UASB tem sido reportada na ordem de 60 a 90%, sendo insuficiente para a produção de efluentes

que possam ser utilizados na irrigação. A desinfecção dos efluentes torna-se necessária para evitar riscos de contaminações aos seres humanos, quando ingeridos ou através do contato com águas que possuem organismos patogênicos.

2.2.2 Contextualização e Princípios de Funcionamento do Reator UASB

Na década de 70 foi desenvolvido pelo professor Lettinga e sua equipe, na Universidade de Wageningen, Holanda, os reatores UASB (do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors*). Segundo Aisse (2000, p. 91), no Brasil, diversas nomenclaturas têm sido utilizadas para denominar esse tipo de reator, entre elas podemos citar:

- a) RALF (reator anaeróbio de lodo fluidizado);
- b) DAFA (digestor anaeróbio de fluxo ascendente);
- c) RAFA (reator anaeróbio de fluxo ascendente);
- d) RAFAMAL (reator anaeróbio de fluxo ascendente com manto de lodo);
- e) RAFALL (reator anaeróbio de fluxo ascendente com leito de lodo).

A partir dos anos 80 os reatores tipo UASB foram introduzidos no Brasil sendo amplamente utilizados em decorrência do favorecimento do clima, do sistema caracterizar-se compacto com pequena demanda de área, do baixo custo de operação e manutenção. Também são características a ausência de consumo de energia e de equipamentos eletromecânicos, a satisfatória eficiência na remoção de DBO e de DQO (demanda química de oxigênio) da ordem de 65 a 75%, a baixa produção de lodo, a boa desidratabilidade do lodo e a possibilidade de reinício, mesmo após longas paralisações. (CHERNICHARO, 2007, p. 22-26)

Os reatores podem ter formato circular ou retangular. Do ponto de vista estrutural, os reatores de seção circular são mais econômicos, sendo mais utilizados para atender pequenas populações, usualmente com uma unidade única. Os reatores retangulares são mais utilizados para atender populações maiores, uma vez que sua parede pode servir a dois módulos adjacentes. (CHERNICHARO, 2007, p. 212)

Aisse (2000, p. 89-90) descreve que o reator UASB consiste basicamente de um tanque Imhoff de fluxo vertical, apresentando câmaras de sedimentação e digestão anaeróbia, sobrepostas, onde há elevada concentração de sólidos na parte inferior, chamada de leito de lodo, e na camada superior há uma mistura completa entre lodo, líquido e gás.

A formação de um leito de lodo, com concentrações em torno de 4 a 10%, ou seja, de 40.000 a 100.000 mg ST/L, junto ao fundo do reator ocorre após alguns meses de operação. O lodo formado é denso e apresenta ótima característica de sedimentação. Dependendo das condições operacionais do reator, da natureza do lodo utilizado para inoculação e das características do esgoto afluyente, pode ser desenvolvido grânulos de lodo (diâmetros de 1 a 5 mm). A manta de lodo encontra-se acima do leito de lodo, localizada em uma área mais dispersa de lodo. Nesta área, os sólidos apresentam velocidades de sedimentação mais baixas e a concentração do lodo comumente varia entre 1,5 e 3%.

A conversão da matéria orgânica ocorre na manta e no leito de lodo, portanto é de grande importância a mistura da massa líquida de forma a promover o contato entre o esgoto e a biomassa.

São gerados gases nas reações de processamento da matéria orgânica, que com o movimento ascendente das bolhas de biogás e do fluxo de esgotos através do reator, garantem a auto mistura do sistema. O fluxo hidráulico ascensional do líquido e do gás promove o arraste do lodo para cima, sendo necessária a instalação de um separador trifásico, de gases, sólidos e líquidos, na parte superior do reator, permitindo a sedimentação e o retorno à câmara de digestão do lodo.

Acima e ao redor do separador trifásico encontra-se a câmara de sedimentação, onde o lodo mais denso é removido da massa líquida e retorna ao leito de lodo. As partículas mais leves são perdidas no sistema em conjunto com o efluente final.

Os defletores de gás são colocados abaixo das aberturas do separador de fases, funcionando como um obstáculo e impedindo que as bolhas de gás formadas na zona de digestão passe pelas aberturas e cause turbulência. O biogás capturado pode ser acumulado num gasômetro, permitindo o seu aproveitamento. A combustão do biogás elimina a emissão de odores e protege o meio ambiente do gás metano, o qual é um forte poluidor. (CAVALCANTI *et al.*, 2001, p. 159)

Lettinga e Hulshoff (1995) relatam que deve ser encontrado nos reatores uma efetiva separação de biogás, do esgoto e do lodo. O lodo anaeróbico deve apresentar uma boa capacidade de sedimentação e deve desenvolver um lodo granular. O esgoto deve ser introduzido na parte inferior do reator.

A distribuição uniforme e adequada do afluente no fundo evita problemas de mau contato biomassa-esgoto, devido ao aparecimento de caminhos preferenciais, zonas mortas e “curtos-circuitos” hidráulicos no interior do reator. A Figura 1 apresenta o funcionamento do tratamento de esgotos no interior de um reator UASB e a Figura 2 ilustra o reator tipo RALF desenvolvido pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR). A diferença reside principalmente, na forma tronco-cônica em perfil do RALF e o emprego de materiais alternativos na sua construção, buscando baratear os custos de implantação. Devido a forma circular em planta, desenvolveu-se o distribuidor central do esgoto afluente. (AISSE, 2000).

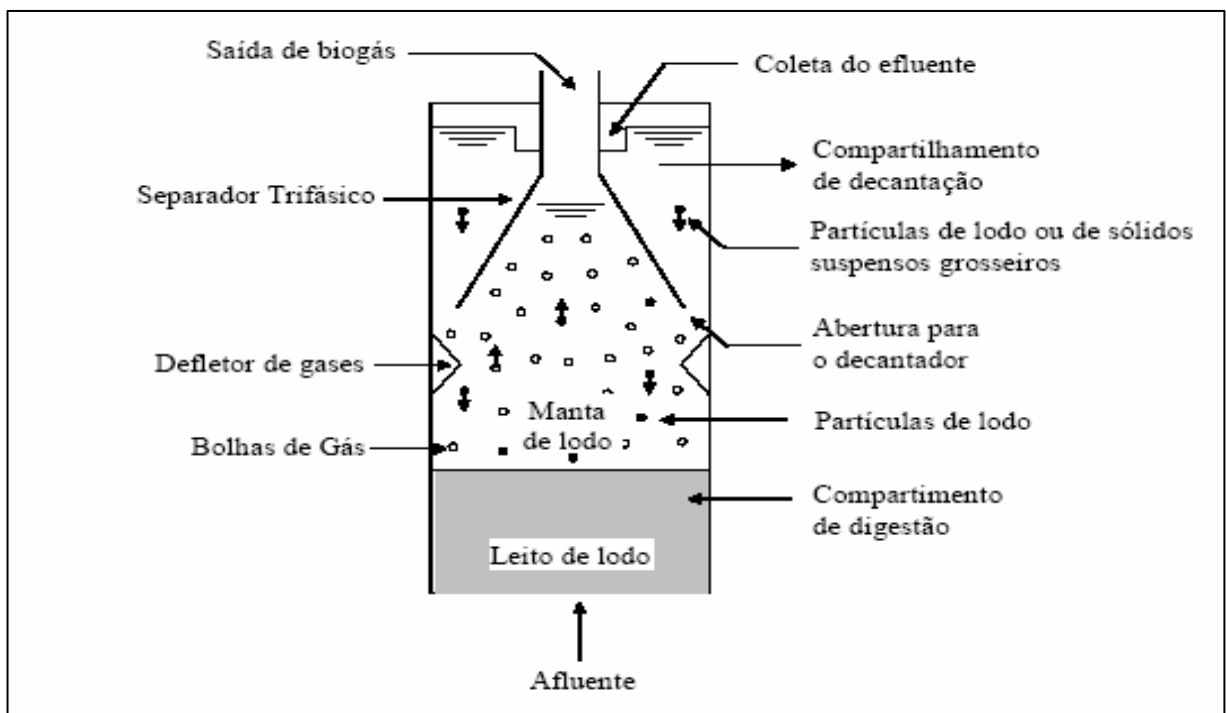


FIGURA 1 - DESENHO ESQUEMÁTICO DE UM REATOR UASB

FONTE: CHERNICHARO (2007, p. 198)

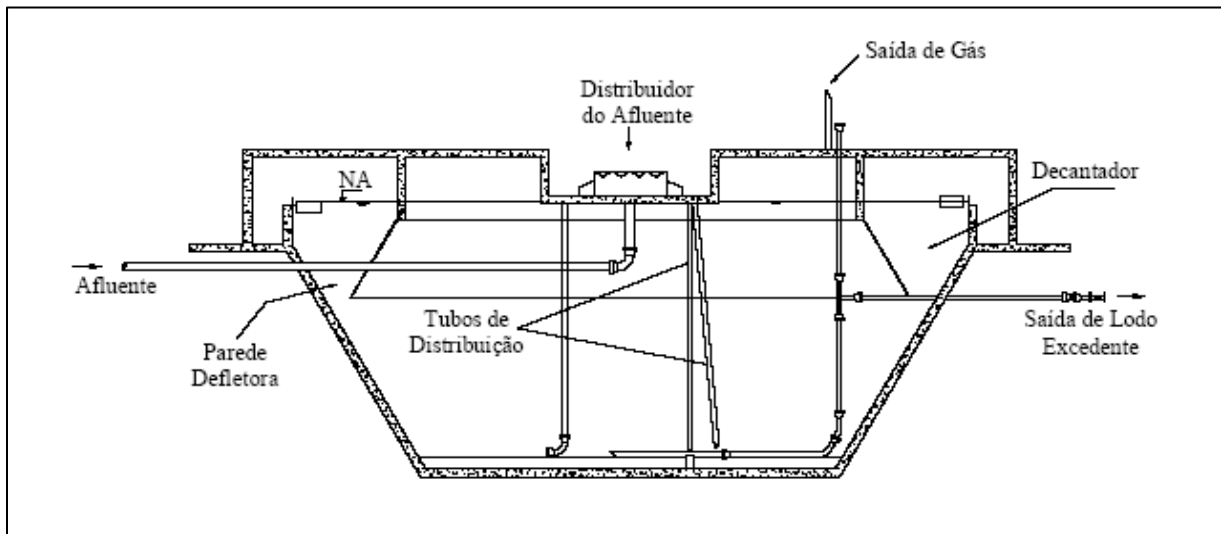


FIGURA 2 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM REATOR TIPO RALF

FONTE: SANEPAR (2008)

2.2.3 Microbiologia e Bioquímica dos Reatores

De acordo com Lettinga e Hulshoff (1995, p. 7) diversos grupos de microrganismos participam ativamente na digestão anaeróbia, em converter a matéria orgânica complexa (carboidratos, lipídios e proteínas) em produtos mais simples como metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas.

Chernicharo (2007, p. 32-40) relata que a digestão anaeróbia é realizada por três grupos de microorganismos, que possuem comportamentos fisiológicos distintos:

- a) bactérias fermentativas ou acidogênicas;
- b) bactérias sintróficas ou acetogênicas;
- c) microrganismos metanogênicos.

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico complexo, no qual podem ser distinguidas quatro etapas diferentes. (FORESTI *et al.*, 1999, p. 33)

A primeira etapa é a hidrólise, onde os materiais particulados complexos (polímeros) são convertidos pela ação das exoenzimas, em materiais dissolvidos de menor peso molecular, possibilitando a passagem pelas paredes celulares das bactérias fermentativas. Na anaerobiose, a hidrólise dos polímeros usualmente

ocorre de forma lenta, sendo diversos os fatores que podem afetar a taxa e o grau em que o substrato é hidrolisado.

No processo de hidrólise os produtos solúveis oriundos desta fase são metabolizados no interior das células, através do metabolismo fermentativo. Na degradação do substrato os microorganismos fermentativos são os primeiros a atuar. Assim, a etapa acidogênica somente será limitante do processo se o material a ser degradado não for facilmente hidrolisável. Como o principal produto dos organismos fermentativos são os ácidos orgânicos, estes são habitualmente designados de bactérias fermentativas acidogênicas. Os produtos metabólicos gerados são importantes para as bactérias acetogênicas e para as arqueas metanogênicas.

Na terceira fase, pela ação das bactérias sintróficas acetogênese, ocorre a formação dos substratos para a produção de metano (hidrogênio, dióxido de carbono e acetato), através dos produtos da acidogênese, como o propionato e o butirato.

A última etapa do processo global de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é realizada pelos microorganismos metanogênicos, classificados atualmente dentro do domínio *Archaea*, um grupo reconhecido como distinto das bactérias típicas, as quais são procariotas estritamente anaeróbias.

As bactérias formadoras de ácidos fornecem um substrato, o qual os microorganismos metanogênicos dependem, configurando uma interação sintrófica. O estágio da metanogênese é considerado limitante de todo o processo de digestão anaeróbia, devido à baixa taxa de crescimento das arqueas. (CHERNICHARO, 2007, p. 35)

2.2.4 Critérios e Parâmetros de Projeto

Conforme Chernicharo (2007, p. 217) a carga hidráulica volumétrica é a quantidade de esgoto aplicado diariamente ao reator por unidade de volume do

mesmo, logo o tempo de detenção hidráulica é o inverso da carga hidráulica volumétrica:

$$CHV = \frac{Q}{V} \quad (1)$$

$$TDH = \frac{1}{CHV} = \frac{V}{Q} \quad (2)$$

Onde:

CHV = carga hidráulica volumétrica ($m^3/m^3.d$);

Q = vazão (m^3/d);

V = volume total do reator (m^3);

TDH = tempo de detenção hidráulica (d).

Chernicharo (2007, p. 217-221) cita que estudos experimentais mencionam que a carga hidráulica volumétrica não deve ultrapassar o valor de $5,0 m^3/m^3.d$, correspondente a um tempo de detenção hidráulica mínimo de 4,8 horas.

Tem-se adotado tempo de detenção da ordem de 8 a 10 horas para vazão média, para tratamento de esgoto doméstico com temperatura em torno de $20^\circ C$. Para vazão máxima não deve ser inferior a 4 horas, sendo que os picos de vazão máxima não deverão se prolongar por mais de 4 a 6 horas.

A carga orgânica volumétrica é definida como a quantidade de carga orgânica aplicada diariamente no reator por unidade de volume do mesmo:

$$COV = \frac{Q \times S_0}{V} \quad (3)$$

Em que:

COV = carga orgânica volumétrica ($kgDBO/m^3.d$);

Q = vazão (m^3/d);

V = volume total do reator (m^3);

S_0 = concentração do substrato afluente ($kgDBO/m^3$).

A velocidade ascendente do fluxo é calculada a partir da relação entre a vazão afluente e a seção transversal do reator, conforme segue:

$$v = \frac{Q}{A} \quad (4)$$

Em que:

v = velocidade ascensional do fluxo, ou velocidade ascensional (m/h);

Q = vazão (m³/h);

A = área da seção transversal do reator (m²).

Ou:

$$v = \frac{Q \times Hr}{V} = \frac{Hr}{TDH} \quad (5)$$

Em que:

Hr = altura do reator (m).

Segundo Chernicharo (2007, p. 221-2) a velocidade ascendente máxima no reator depende das cargas aplicadas e das características do lodo. Para reatores tratando esgoto doméstico, é recomendada uma velocidade ascendente para uma vazão média de 0,5 a 0,7 m/h, para vazão máxima são recomendados 0,9 a 1,1 m/h e para picos de vazão é recomendada velocidade ascensional menor que 1,5 m/h.

Para as velocidades ascendentes e os tempos de detenção hidráulica recomendados para projeto de reatores UASB tratando esgoto doméstico, com variação de temperatura entre 20°C e 26°C, verifica-se que as profundidades devem ficar compreendidas entre 3 e 6 metros.

2.2.5 Resultados Esperados

A eficiência do sistema pode ser feita por relações empíricas, obtidas através de resultados experimentais de reatores em operação. Devem-se ressaltar limitações, pois o número de dados é limitado e apresenta desvios. Obtendo-se a eficiência esperada pode-se estimar a concentração de DQO e DBO no efluente final, conforme segue (CHERNICHARO, 2007, p. 237):

$$E_{DQO} = 100 \times (1 - 0,68 \times TDH^{-0,35}) \quad (6)$$

$$E_{DBO} = 100 \times (1 - 0,70 \times TDH^{-0,50}) \quad (7)$$

Em que:

E_{DQO} = eficiência do reator UASB em termos de remoção de DQO (%);

E_{DBO} = eficiência do reator UASB em termos de remoção de DBO (%);

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

0,68; 0,35; 0,70 e 0,50 = constantes empíricas.

$$S = S_0 - \frac{E \times S_0}{100} \quad (8)$$

Em que:

S = concentração de DBO ou DQO efluente (%);

S_0 = concentração de DBO ou DQO afluente (%);

E = eficiência de remoção de DBO ou DQO (%).

Mesmo o reator apresentando inúmeras vantagens, Chernicharo *et al.* (1999, p. 156) apontam algumas desvantagens atribuídas ao processo, como a possibilidade de emanção de maus odores, baixa capacidade do sistema em tolerar cargas tóxicas e o elevado intervalo de tempo necessário para a partida do sistema.

Um estudo realizado por Haandel e Lettinga (1994), apresenta resultados insatisfatórios quanto à remoção de nitrogênio e fósforo no tratamento anaeróbio. Os autores monitoraram um reator anaeróbio e observaram aumento na concentração de amônia de 35 para 53 mg NH_3/L e de ortofosfato de 5,5 para 9,9 mg P/L .

Chernicharo (1997), afirma que os reatores são dimensionados para a remoção de matéria orgânica, e que por consequência reduzem a concentração de microrganismos, muito embora com baixa eficiência. Portanto, os efluentes finais dos reatores não são compatíveis com os padrões estabelecidos pela legislação vigente, sendo necessário um tratamento complementar para a remoção de nutrientes e patogênicos. Aisse (2002), operando um reator piloto com volume de 1 m^3 , obteve para o efluente o valor de 151 ± 64 mg/L para a DQO. Tendo no afluente o valor de 453 ± 147 mg/L, isto representou uma eficiência de remoção de 67%. Para os SST (sólidos suspensos totais) a eficiência foi 69%. A amônia também teve

a sua concentração aumentada, no entanto o nitrogênio orgânico foi reduzido em 70%.

2.2.6 Controle Operacional

Para garantir o bom funcionamento do sistema de tratamento o controle operacional constitui uma ferramenta de grande valia. A implantação de um programa de monitoramento do sistema possibilita a verificação dos parâmetros operacionais e a melhoria da rotina operacional. O programa de monitoramento deve abranger todos os principais aspectos relevantes à operação do sistema, levando-se em consideração a disponibilidade de recursos humanos, materiais e a realidade local. Deste modo, além de análises físico-químicas e microbiológicas, outras informações relativas ao funcionamento do sistema podem ser obtidas. (CHERNICHARO, 1999, p. 196)

2.3 LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO

2.3.1 Conceituação de Lagoas de Estabilização

Conforme Yanez (1993, p. 367), se entende por lagoas de estabilização os tanques construídos de terra, com profundidade de até 5 metros, que tratam as águas residuárias por meio da interação da biomassa (algas, protozoários, bactérias, entre outros).

As lagoas de estabilização são estruturas simples, cujo objetivo principal é transformar em produtos mineralizados a matéria orgânica presente no efluente a ser tratado, por atividades metabólicas de microorganismos, particularmente bactérias e algas.

Jordão e Pessoa (1995, p. 416-417) classificam as lagoas de acordo com a maneira que ocorre a estabilização da matéria orgânica, podendo ser:

- a) anaeróbias - não há oxigênio dissolvido;
- b) facultativa - ocorre na parte superior da lagoa uma zona aeróbia e na parte inferior uma zona anaeróbia;
- c) estritamente aeróbias - ocorre um equilíbrio entre a oxidação e a fotossíntese, garantindo condições aeróbias em todo o meio;
- d) aeradas - o oxigênio é introduzido no meio líquido por um sistema mecanizado de aeração;
- e) maturação - o objetivo principal é a remoção de organismos patogênicos;
- f) polimento - É um pós-tratamento com o objetivo de remover a DBO adicional, a remoção de nutrientes e a remoção de organismos patogênicos, o trabalho irá abordar esta lagoa.

Von Sperling (1996, p. 11) menciona que as lagoas são bem indicadas para as condições nacionais, devido ao clima favorável, operação simples, com pouca ou nenhuma necessidade de equipamento e a disponibilidade de áreas em um grande número de localidades. A probabilidade de desenvolver insetos, o desempenho variando com as condições climáticas e as grandes áreas requeridas para construção das lagoas são os aspectos negativos.

O tempo de detenção hidráulica é longo, no mínimo de 20 a 30 dias, mesmo no Brasil, onde as temperaturas são elevadas e há alta incidência de irradiação solar. (MARA e PEARSON, 1987 *apud* YANEZ, 1993; CAVALCANTI *et al.*, 2001). O extenso tempo de detenção hidráulica que é necessário para estabilizar a matéria orgânica apresenta uma importante vantagem indireta: o líquido permanece no sistema de lagoas por um período de tempo suficiente para que ocorra a remoção completa dos ovos de helmintos e eficiência elevada de remoção de coliformes termotolerantes (CTerm), assegurando um efluente final com uma boa qualidade microbiológica. (YANEZ, 1993, p. 24-25)

Deste modo, as lagoas de estabilização podem produzir um efluente final com baixas concentrações de DBO_5 , SST e boa qualidade microbiológica, embora necessitem de um longo tempo de detenção e grandes volumes de áreas. (CAVALCANTI *et al.*, 2001, p. 106)

2.3.2 Remoção de Matéria Orgânica e Sólidos em Suspensão

Ao entrar na lagoa, por uma extremidade, o esgoto afluyente leva vários dias e passa por diferentes processos até ocorrer à purificação do esgoto e sua saída na extremidade oposta. Os processos ocorrem em três zonas da lagoa, denominadas zona aeróbia, zona anaeróbia e zona facultativa.

Cavalcanti (2003, p. 48-49) menciona que a constituição do esgoto digerido em uma lagoa de polimento se altera com o tempo, em decorrência dos processos biológicos, físicos e químicos. Os processos biológicos mais importantes que influenciam diretamente a remoção de matéria orgânica são: fotossíntese, oxidação da matéria orgânica por bactérias que utilizam oxigênio e a fermentação da matéria orgânica durante a digestão anaeróbia.

A matéria orgânica dissolvida juntamente com a matéria orgânica em suspensão finamente particulada, não sedimenta, permanecendo dispersa na massa líquida. Na camada superior tem-se a zona aeróbia, onde a matéria orgânica é oxidada por meio da respiração aeróbia. A fotossíntese realizada pelas algas produz oxigênio e o gás carbônico é consumido, com a respiração realizada pelas bactérias há o consumo do oxigênio e a produção de gás carbônico. Assim, há o perfeito equilíbrio entre o consumo e a produção de oxigênio e gás carbônico.

A fotossíntese ocorre na camada superficial, pois é necessária energia solar para a reação ocorrer. Nesta região se concentra a maior quantidade de algas. A medida que se aprofunda a lagoa ocorre a predominância do consumo de oxigênio (respiração) sobre a produção (fotossíntese), sendo que a partir de uma profundidade prevalece a ausência de oxigênio.

As bactérias são responsáveis por estabilizar a matéria orgânica, sendo necessário que haja diversos grupos destas bactérias, que possam sobreviver e proliferar em diferentes condições na lagoa. Quando não há oxigênio livre são utilizados outros aceptores de elétrons, como nitratos, sulfatos e CO_2 , esta zona é denominada facultativa e pode ocorrer a presença ou não de oxigênio.

Ao longo da profundidade da lagoa há um ponto que indica a transição da camada superior aeróbia para a camada inferior anaeróbia, este ponto chama-se oxipausa. As condições de carga da lagoa e o tempo de exposição solar influenciam

na variabilidade do nível da oxipausa. (VON SPERLING, 1996, VON SPERLING, 2009, p. 274-276)

A Figura 3 mostra a interação entre os diferentes processos biológicos em uma lagoa.

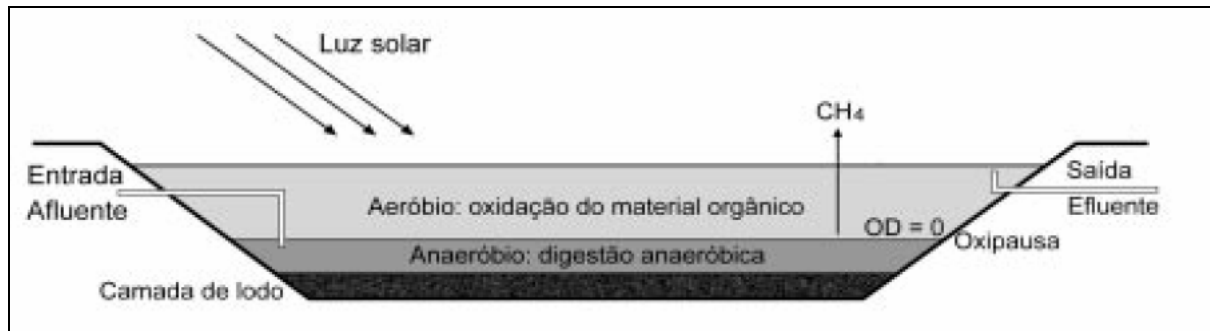


FIGURA 3 - PROCESSOS BIOLÓGICOS EM UMA LAGOA

FONTE: CAVALCANTI (2001, p. 115)

2.3.3 Remoção de Organismos Patogênicos

Os esgotos sanitários são as principais fontes de contaminação dos corpos d'água e do solo, possuindo grande variedade de organismos patogênicos, como vírus, bactérias, protozoários e ovos de helmintos. Na impossibilidade de se determinar todos os tipos de organismos patogênicos comumente presentes em esgotos, recorre-se aos organismos indicadores. (BASTOS; BEVILACQUA; KELLER, 2003, p. 75)

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 1989) os organismos indicadores da qualidade microbiológica dos esgotos tratados para uso na irrigação de culturas agrícolas são os coliformes fecais (expresso em número mais provável ou NMP/100 mL) e ovos de helmintos (expresso em nº de ovos/L).

O grupo de coliformes fecais atualmente é chamado de coliformes termotolerantes, devido ao fato do grupo incluir diversas espécies de vida livre dos gêneros *Klebsiella*, *Citrobacter* e *Enterobacter* e não ser exclusivamente fecal. (CERQUEIRA & SÁ HORTE, 1999; OMS, 1995 *apud* BASTOS; BEVILACQUA;

KELLER, 2003, p. 76). Já a *Escherichia coli* (*E. coli*) é uma bactéria de origem exclusivamente fecal, humana ou animal, que predomina dentre os cerca de 10^6 a 10^8 coliformes fecais/100 mL usualmente presentes nos esgotos sanitários. (BASTOS; BEVILACQUA; KELLER, 2003, p. 76)

Os coliformes fecais e ovos de helmintos são organismos que apresentam maior sobrevivência em sistemas de tratamento, fato que conduz sua escolha como indicadores da qualidade higiênica. A sua concentração abaixo de certo limite indica que o esgoto tratado tem uma boa qualidade para o uso pretendido. (CAVALCANTI *et al.*, 2001)

A desinfecção dos esgotos sanitários busca a inativação de espécies de organismos que possam ser prejudiciais à saúde humana, estando em conformidade com os padrões de qualidade estabelecidos.

Os mecanismos envolvidos na desinfecção dos organismos patogênicos são:

- a) Destruição ou danificação da parede celular, do citoplasma ou do núcleo celular. O agente desinfetante atua sobre os componentes dessas estruturas celulares, impedindo que desenvolvam suas funções elementares adequadamente.
- b) Alteração de importantes compostos envolvidos no catabolismo, como enzimas e seus substratos, alterando o balanço de energia na célula.
- c) Alteração nos processos de síntese e crescimento celular, mediante alteração de funções como a síntese de proteínas, de ácidos nucleicos e coenzimas. (DANIEL, 2001 *apud* GONÇALVES; JORDÃO; SOBRINHO, 2003, p. 11-12)

O mecanismo de remoção dos organismos patógenos se difere totalmente da remoção de ovos de helmintos. A redução da concentração de coliformes fecais é um processo biológico, resultante do metabolismo de decaimento das bactérias. É um processo lento, no qual o tempo de detenção hidráulica de lagoas se torna um fator de grande importância. Todavia, a remoção de ovos de helmintos é de apenas alguns dias, pois a eliminação dos ovos de helmintos e cistos de protozoários ocorre pela remoção física, resultado da adsorção em flocos de lodo ou sedimentação simples, em virtude dos ovos apresentarem maior densidade que a água. (CAVALCANTI *et al.*, 2001)

A concentração de ovos no esgoto bruto é função das condições sanitárias da população. Valores característicos em nosso meio situam-se na faixa de 10^1 a 10^3 ovos/L. Desta forma, para atingir um efluente final com menos de 1 ovo/L, para

irrigação restrita e irrestrita, conforme recomenda a OMS, as eficiências de remoção devem estar entre 90 e 99,9% (1 a 3 unidades log). (CAVALCANTI *et al.*, 2001)

Conforme Ayres *et al.* (1992), avaliando dados de remoção de ovos de helmintos em lagoas no Brasil, Kênia e Índia, desenvolveram as fórmulas 9 e 10, que dependem somente do tempo de detenção e são válidas para lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação. A fórmula 9 representa a eficiência média de remoção e a fórmula 10 a eficiência de remoção segundo o limite inferior de confiança de 95% (utilizado para projeto, por se posicionar a favor da segurança).

$$E = 100 \times [1 - 0,14e^{(-0,38 \text{ td})}] \quad (9)$$

$$E = 100 \times [1 - 0,14e^{(-0,49 \text{ td} + 0,0085 \text{ td}^2)}] \quad (10)$$

A eficiência na remoção dos ovos de helmintos depende da taxa hidráulica superficial (qs) e independe da profundidade. Foi alcançada a remoção completa dos ovos de helmintos em lagoas piloto investigadas pelo PROSAB, no Nordeste e Sudeste do Brasil, quando operadas com taxas de aplicação superficial entre 0,12 e 0,20 m³/m²xd. (CAVALCANTI *et al.*, 2001; VON SPERLING *et al.*, 2003, p. 322; ARAÚJO, 2009)

A taxa de aplicação mais conservadora de 0,12 m³/m²xd, com uma profundidade de 1,0 m, corresponde a um tempo de detenção hidráulica de 8 dias [(1,0 m) / (0,12 m³/m²xd) = 8d]. A OMS recomenda o tempo de detenção de 8 a 10 dias para atender as diretrizes para irrigação de ≤1 ovo/litro. De acordo com a fórmula de Ayres, para 8 e 10 dias de tempo de detenção tem-se eficiência de remoção de 2,17 a 2,50 unidades logarítmicas, respectivamente 99,3 a 99,7% de eficiência. Neste caso, concentrações efluentes médias inferiores a 1 ovo/L serão obtidas se o afluente contiver menos que 150 a 300 ovos/L. (VON SPERLING *et al.*, 2003, p. 322)

A Figura 4 compara as eficiências médias de remoção obtidas com aquelas estimadas, segundo a fórmula de Ayres *et al.* (1992). Constata-se que foram reproduzidas pelos dados experimentais, eficiências médias acima de 96%, utilizando o modelo de Ayres.

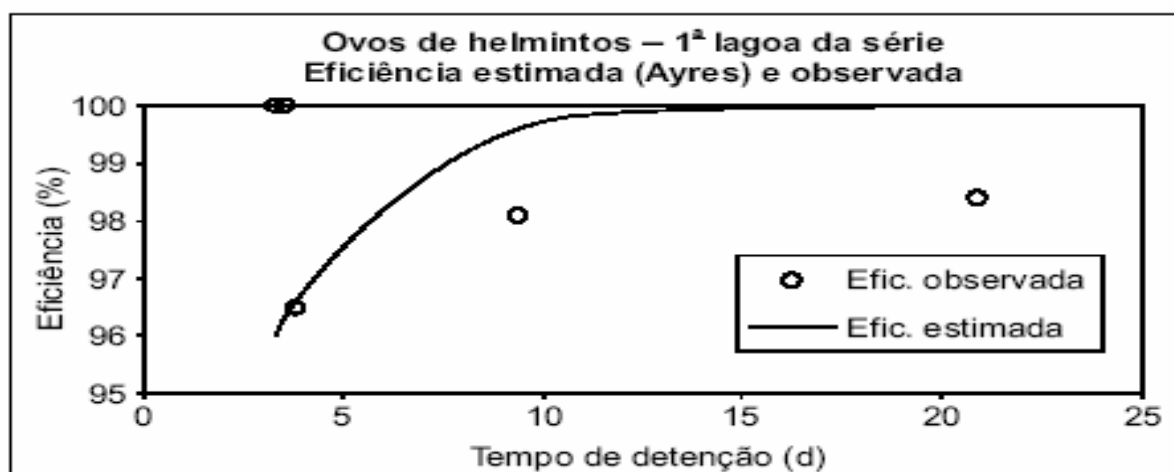


FIGURA 4 - COMPARAÇÃO ENTRE OS VALORES DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE OVOS DE HELMINTOS ESTIMADA E OBSERVADA NAS LAGOAS DE POLIMENTO INVESTIGADAS

FONTE: VON SPERLING *et al.* (2003, p. 325)

O tempo de detenção para uma remoção eficiente de ovos de helmintos gera discordância entre autores, pois Grimason *et al.* (1995) e Saqar & Pescod (1995) *apud* Von Sperling *et al.* (2003, p. 319) consideram este tempo insuficiente e, outros autores como Arceivala (1981) e Bastos *et al.* (1998) *apud* Von Sperling *et al.* (2003, p. 319) concordam com a recomendação da OMS.

Há limitações das técnicas de pesquisa de protozoários em águas residuárias, devido as dúvidas em relação aos mecanismos que interferem na sedimentação em lagoas, bem como os efeitos de médio e longo prazo sobre a eficiência de remoção, sendo necessário maiores investigações sobre o assunto. (SAQAR & PESCOD, (1992); GRIMASON *et al.*, (1995) *apud* VON SPERLING *et al.* (2003))

Em contrapartida, Yanez (1986) *apud* VON SPERLING *et al.* (2003) recomendam que uma lagoa primária com 10 dias de tempo de detenção é suficiente para remover quase todos os parasitas, e que, um sistema de lagoas primária e secundária, com 20 dias de detenção, deve alcançar remoção total.

2.3.4 A Influência do Regime Hidráulico na Remoção da DBO e Coliformes

2.3.4.1 Regimes Hidráulicos dos Reatores




O regime hidráulico da lagoa exerce influência na eficiência do sistema, na remoção de patógenos e coliformes e, na determinação do coeficiente de remoção de matéria orgânica (K_{mo}). O regime hidráulico pode variar entre os regimes ideais de fluxo em pistão, que são mais eficientes na remoção de poluentes, e o de mistura completa, menos eficiente. Entre esses regimes situam-se os reatores de fluxo disperso, que abrangem todas as lagoas reais.

Os reatores que se aproximam de fluxo em pistão são predominantemente longitudinais e as partículas de fluido entram continuamente em uma extremidade da lagoa e são descarregadas na outra extremidade. Os fluidos permanecem na lagoa por um período igual de detenção hidráulica.

Os reatores que se aproximam da mistura completa são predominantemente quadrados, sendo o conteúdo da lagoa homogêneo, pois o fluido que entra no tanque é imediatamente distribuído por todo o corpo receptor, assim, em qualquer ponto da lagoa obtém-se a mesma concentração de qualquer componente. (VON SPERLING *et al.*, 2003, p. 293)

A modelagem de uma lagoa segundo fluxo disperso é mais complicada, pois são necessários dois parâmetros, o coeficiente de remoção de DBO (k_{mo}) ou o coeficiente de decaimento bacteriano (K_b) e o número de dispersão (d).

O Quadro 2 apresenta as fórmulas que podem ser utilizadas para o cálculo dos coeficientes de remoção da matéria orgânica e das concentrações de coliformes no efluente segundo o regime hidráulico.

REGIME HIDRÁULICO	FÓRMULA DE CONCENTRAÇÃO EFLUENTE	FÓRMULA DO COEFICIENTE K	ESQUEMA
Fluxo em pistão	$C = C_0 \times e^{-K_b \times TDH}$ (11)	$K_b = \frac{-\ln(C/C_0)}{TDH}$	
Mistura Completa	$C = \frac{C_0}{1 + K_b \times TDH}$ (12)	$K_b = \frac{(C_0/C) - 1}{TDH}$	
Fluxo dispersão	$C = C_0 \times \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 \times e^{a/2d} - (1-a)^2 \times e^{-a/2d}}$ (13) $a = (1 + 4 \times K_b \times TDH \times d)^{1/2}$ (14)	O valor de K_b não é explícito. A solução é por tentativa e acerto.	

QUADRO 2 - FÓRMULAS PARA CÁLCULO DA CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES NO EFLUENTE E O COEFICIENTE K

FONTE: Adaptado de SANTOS (2003); VON SPERLING *et al.* (2003)

NOTA: C_0 = contagem coliformes afluente (org/100 mL) ou concentração DBO total afluente (mg/L);
 C = contagem coliformes efluente (org/100 mL) ou concentração DBO solúvel efluente (mg/L);
 K_b = coeficiente de decaimento bacteriano (d^{-1}) ou coeficiente de remoção de DBO (d^{-1});
 TDH = tempo de detenção hidráulica (d);
 d = número de dispersão (-);
 a = coeficiente adimensional.

Quando d tende a infinito, o reator tende ao regime de mistura completa. Por outro lado, se o “ d ” tende a zero, o reator tende ao regime de fluxo pistão. (VON SPERLING, 1996)

Em reatores existentes “ d ” pode ser obtido por testes com traçadores. Segundo Aisse; Bona; Cristo (2007) o teste com traçadores além de determinar o regime hidráulico, identifica a existência de caminhos preferenciais ou “curtos-circuitos”, a presença de zonas mortas (sem acesso) ou estagnantes (difícil acesso) que levam a um comportamento não-ideal do escoamento real.

O coeficiente “ d ” deve ser estimado por algumas relações empíricas quando não há novas instalações. (VON SPERLING *et al.*, 2003, p. 297-298 e VON SPERLING, 1996, p. 39). A literatura apresenta algumas relações empíricas, que podem ser utilizadas para esta estimativa preliminar. Polprasert e Bhattarai (1983) e Agunwamba *et al.* (1992) *apud* Von Sperling (1996, p. 39) desenvolveram as

fórmulas 15 e 16, baseados em dados de sistemas de lagoas em escala real e piloto.

Polprasert e Bhattarai (1983):

$$d = \frac{0,184[TDH.\gamma.(B + 2.H)]^{0,489} .(B)^{1,511}}{(L.H)^{1,489}} \quad (15)$$

Agunwamba *et al.* (1992):

$$d = 0,102. \left(\frac{3(B + 2.H). TDH.\gamma}{4.L.B.H} \right)^{-0,41} \left(\frac{H}{L} \right) . \left(\frac{H}{B} \right)^{-(0,981+1,385.H/B)} \quad (16)$$

Yanez (1993) estimou o “d” pela fórmula 17 e Von Sperling (1999) fez uma simplificação da fórmula de Yanez, possibilitando resultados muito próximos, na fórmula 18.

Yanez (1993):

$$d = \frac{(L/B)}{-0,261 + 0,254 \times (L/B) + 1,014 \times (L/B)^2} \quad (17)$$

Von Sperling (1999):

$$d = \frac{1}{L/B} \quad (18)$$

Onde:

L= comprimento da lagoa (m);

B= largura da lagoa (m);

H = profundidade da lagoa (m);

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

γ = viscosidade cinemática da água (m²/d).

A viscosidade cinemática da água (γ) pode ser obtida em função da temperatura, utilizando o Quadro 3, Von Sperling (1999) propôs uma correlação entre a viscosidade cinemática da água em função da temperatura, fórmula 19.

TEMPERATURA DA ÁGUA (° C)	VISCOSIDADE CINEMÁTICA (m ² /d)
10	0,113
15	0,0987
20	0,087
25	0,077
30	0,069

QUADRO 3 - VISCOSIDADE CINEMÁTICA X TEMPERATURA DA ÁGUA

FONTE: METCALF & EDDY (1991)

$$\gamma = 0,325 \times T^{-0,45} \quad (19)$$

Para T=10° a 30°.

Em geral os valores de “d” se situam entre 0,1 e 1,0. Na prática, segundo Von Sperling (1996, p. 42), valores menores ou iguais a 0,2 indicam condições de fluxo em pistão e maiores ou iguais a 3 indicam mistura completa, o que consta nos Gráficos 1 e 2.

Segundo Crites, Middlebrooks e Reed (2006) *apud* Toscani (2010), os valores de d para lagoas situam-se entre 0,1 e 2,0, sendo a maioria dos valores menor que 1,0. Os Gráficos 1 e 2 representam a eficiência da remoção de DBO e coliformes para os diferentes números de dispersão, em uma única lagoa de fluxo disperso e um coeficiente “k.t” (constante de degradação da substância vezes o tempo).

Pode ser observado para um mesmo valor de “k.t”, uma maior eficiência de reatores de fluxo em pistão e fluxo disperso em comparação com os de mistura completa. Entretanto, para se obter uma mesma eficiência em reatores de mistura completa, é necessário um fator “k.t” maior. Porém, a constante k não pode ser aumentada, pois a reação é a mesma, consequentemente deve-se aumentar o tempo de detenção, ou seja, o volume do reator.

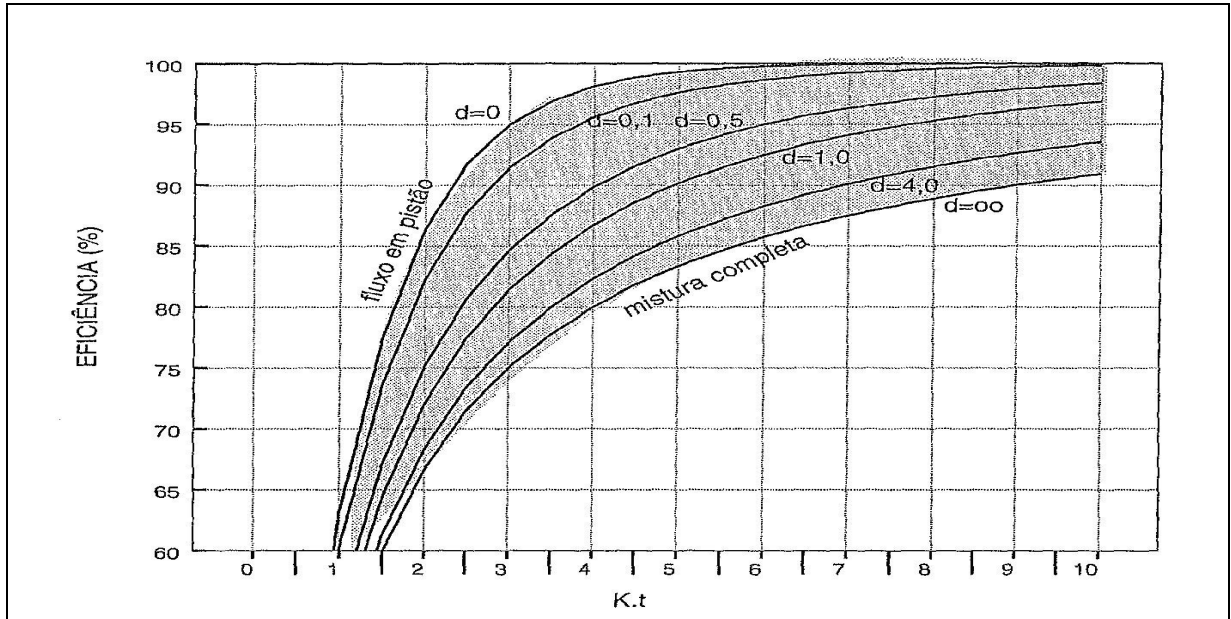


GRÁFICO 1 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO EM LAGOA DE FLUXO DISPERSO

FONTE: VON SPERLING (1996, p. 42)

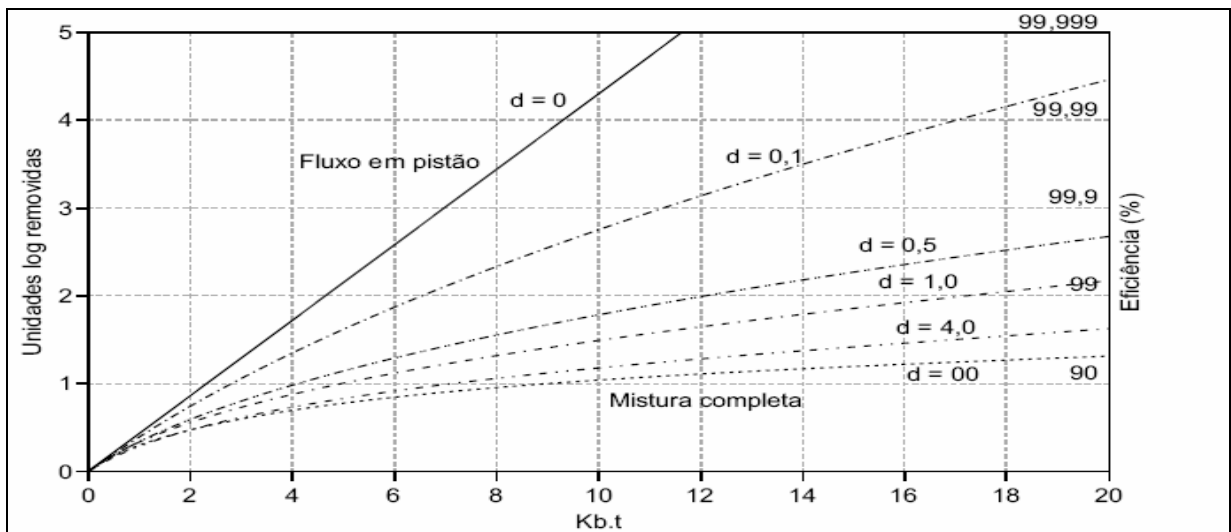


GRÁFICO 2 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COLIFORMES X UNIDADES LOG EM LAGOA DE FLUXO DISPERSO

FONTE: VON SPERLING *et al.* (2003, p. 296)

2.3.4.2 Decaimento bacteriano (Kb)

A remoção de matéria orgânica e de decaimento bacteriano pode ser modelada segundo uma reação de primeira ordem, na qual a ordem da reação n (adimensional) determina qual a relação entre a velocidade média da reação k e a concentração da substância reagente c . Onde k' é a constante cinética da reação de consumo da substância em questão na reação, conforme a fórmula 20. (PIVELI *et al.*, 2003, p. 90)

$$k = k' \cdot c^n \quad (20)$$

Quando a constante cinética de reação k é calculada para a temperatura em que de fato a reação ocorreu, uma maior precisão dos cálculos é obtida. Cavalcanti *et al.* (2001, p. 130), afirmam que a maioria dos pesquisadores utiliza a expressão de Arrhenius, obtendo-se normalmente os dados para a temperatura padrão de 20°C, conforme a fórmula 21.

$$K_{bt} = K_b \times \theta^{t-20} \quad (21)$$

Onde:

K_b = decaimento de coliformes na temperatura de referência, normalmente 20°C (d^{-1});

K_{bt} = decaimento de coliformes para qualquer temperatura (d^{-1});

θ = coeficiente experimental da dependência da temperatura (adimensional e tabelado).

Segundo Cavalcanti *et al.* (2001, p. 130) e Araújo (2009), caso o coeficiente θ não seja determinado experimentalmente, utiliza-se o valor de $\theta = 1,07$. Este valor poderá ser usado para corrigir o efeito da temperatura sobre o K_b .

Através do coeficiente de decaimento dos coliformes (K_b) que se mede a remoção de coliformes. A literatura apresenta grande variedade de dados a respeito de K_b , onde relata diferentes valores de K_b obtidos assumindo-se distintos regimes hidráulicos, que nem sempre são relatados. (VON SPERLING *et al.*, 2003, p. 298). Além disso, vários pesquisadores mostram que o valor deste coeficiente depende de

alguns fatores, sendo os mais importantes a temperatura, a profundidade da lagoa e o pH. (CAVALCANTI *et al.*, 2001, p. 19)

A profundidade da lagoa de polimento é uma variável de projeto que exerce grande influência em K_b . Em lagoas rasas o valor de K_b é maior, pois há maior atividade fotossintética ao longo da maior parte da profundidade, ocasionando maiores valores de OD e pH e também ocorre maior penetração da radiação UV (ultra violeta). (VON SPERLING *et al.*, 2003, p. 298)

Quanto a influência da profundidade sobre o valor de k_b , a literatura fornece relativamente poucos dados. Através da análise de regressão não linear com os dados disponíveis, Von Sperling *et al.* (2003, p. 299), ao estudarem 82 lagoas facultativas e de maturação localizadas no Brasil e no mundo, com diferentes volumes e configurações físicas, sendo a maioria em escala real e algumas em unidade piloto, com relação L/B variando de 1 a 142 e tempo de detenção de 0,5 a 114 dias, correlacionaram K_b , pelo regime de fluxo disperso, com a profundidade das lagoas, e obtiveram a seguinte fórmula:

$$K_b \text{ (disperso)} = 0,542 \times H^{-1,259} \quad (22)$$

Von Sperling *et al.* (2003, p. 299), obtiveram o coeficiente de determinação (R^2) de 0,505, considerando-o razoável. Segundo os autores, o modelo conduziu a uma boa previsão do logaritmo das concentrações efluentes de coliformes nas 82 lagoas, apesar da limitação do modelo em reproduzir a ampla diversidade de situações que ocorrem na prática. No Quadro 4 são apresentados os valores de K_b obtidos segundo a fórmula 22 para lagoas facultativas e de maturação.

H (m)	0,8	1,0	1,2	1,4	1,6	1,8	2,0	2,2	2,4
$K_b(d^{-1})$	0,72	0,54	0,43	0,35	0,30	0,26	0,23	0,20	0,18

QUADRO 4 - VALORES DE K_b OBTIDOS PELA FÓRMULA 3.1 - LAGOAS FACULTATIVAS E DE MATURAÇÃO

FONTE: VON SPERLING *et al.* (2003, p. 300)

Silva e Mara (1979); Arceivala (1981); EPA (1983) *apud* Von Sperling (1996, p. 35), citam os valores para o coeficiente de remoção de DBO entre 0,30 a 0,35 d⁻¹, usualmente utilizados para dimensionamento em um sistema de mistura completa.

Santos (2003, p. 25) realizou um estudo na ETE Nova Vista, em Itabira/MG, e obteve um valor médio de K_{mo} para fluxo disperso, de 0,15 d⁻¹, em uma lagoa sem chicanas, com 0,60 m de profundidade.

Em estudos realizados em uma lagoa de maturação com volume útil de 80 m³ e TDH de 6 dias, por Bório; Oliveira; Queiroz (1979), foram pesquisados a remoção de DBO₅ e o decaimento bacteriano, supondo dois regimes hidráulicos, de fluxo pistão e mistura completa. Os Quadros 5 e 6 apresentam os resultados obtidos.

Assim, a remoção de DBO₅ e o decaimento bacteriano na lagoa de maturação, para um TDH de 6 dias, é melhor quando representado pelo regime de fluxo pistão. Neste estudo, as eficiências de remoção de coliformes foram de 81,51% a 97,56%, variando conforme a temperatura.

TEMPERATURA MÉDIA (°C)	REATOR FLUXO PISTÃO		REATOR MISTURA COMPLETA		% REMOÇÃO DE DBO ₅ *
	K(d ⁻¹)	r ²	K(d ⁻¹)	r ²	
11,8	0,181	0,67	0,151	0,32	57,47
16,5	0,206	0,53	0,049	0,10	48,80
20,5	0,352	0,28	< 0	0,08	66,79

QUADRO 5 - CONSTANTES CINÉTICAS DE PRIMEIRA ORDEM NA REMOÇÃO DE DBO₅

FONTE: BÓRIO; OLIVEIRA; QUEIROZ (1979)

NOTA: As porcentagens de remoção do substrato foram calculadas com base nos valores médios de concentração afluente e efluente, medidas em mg/L.

TEMPERATURA MÉDIA (°C)	REATOR FLUXO PISTÃO		REATOR MISTURA COMPLETA		% REMOÇÃO DE COLIFORMES*
	K(d ⁻¹)	r ²	K(d ⁻¹)	r ²	
12,7	1,147	0,81	0,911	0,86	88,89
17,6	1,596	0,78	0,233	0,59	81,51
20,4	1,995	0,64	0,529	0,80	89,09
24,2	2,102	0,95	1,489	0,75	97,56
17,4	1,837*	0,22*	-	-	-

QUADRO 6 - CONSTANTES CINÉTICAS DE PRIMEIRA ORDEM NA REMOÇÃO DE DECAIMENTO BACTERIANO

FONTE: BÓRIO; OLIVEIRA; QUEIROZ (1979)

NOTA: As porcentagens de remoção de coliformes foram calculadas com base nos valores médios de concentração afluente e efluente, medidas em org./100 mL x 10³.

* Resultado obtido para *E.coli*.

Outros autores também realizaram o estudo do decaimento bacteriano em diversos sistemas de tratamento, para os fluxos de mistura completa e disperso, conforme o Quadro 7.

Von Sperling (1999), em uma revisão internacional, identificou valores de Kb em uma faixa muito ampla e com pouca confiabilidade, que varia de 0,2 a 43,6 d⁻¹ (20°C). Os valores mais altos ocorrem caso se assuma o regime de mistura completa para uma lagoa que não se comporta, na prática, como mistura completa ideal, assim, os valores de Kb tendem a ser acima do estipulado. (VON SPERLING, *et al.*, 2003, p. 299) Os Quadros 8 e 9 apresentam, respectivamente, os principais parâmetros de projeto e os coeficientes de sistemas de lagoas de estabilização, resumidos.

AUTOR	ANO	Kb (d ⁻¹)	FLUXO	SISTEMA TRATAMENTO	OBS.
Santos	2003	0,19 para T= 23,5 °C	Disperso	Lagoa de pós-tratamento de efluente de UASB	Profund.:0,60 m, L/B:2, TDH:47 d $d = 1/(L/B) = 0,5$, escala real.
		1,8 para T= 20,0 °C			
Evangelista, Von Sperling, Chernicharo	2002	29,1	Mistura completa	Lagoa de pós-tratamento de efluente de UASB	Escala real, comprimento: 200 m, largura: 50 m, profund.: 2 m, TDH: 2 1d, d estimado pela fórmula de Yanez, 1993.
		0,42	Disperso		
Soares <i>et al.</i>	2001	1,39 para TDH=8 d, T= 17,3 °C	Disperso	Lagoa de pós-tratamento de efluente de UASB	Profund.:1,00 m, L/B:2, $d = 1/(L/B) = 0,5$, escala real.
		0,96 para TDH=6,42 d, T= 22,9 °C			
		2,42 para TDH=8,9 d, T= 25,8 °C			
Mascarenhas, Von Sperling, Chernicharo	2004	1,80	Disperso	Lagoa de pós-tratamento de efluente de UASB	Profund.:0,60 m, volume:19,2 m ³ , TDH:4,8 d, L/B:2, escala piloto, $d = 1/(L/B) = 0,5$.
Araújo	2009	1,44 para TDH= 5 d, d=0,18	Disperso	Lagoa de pós-tratamento de efluente de UASB	Profund.: 1,00 m, escala piloto, d obtido por traçador.
		0,9 para TDH= 8 d, d=0,13			
		0,48 para TDH= 15 d, d=0,16			

QUADRO 7 - VALORES DE Kb EM OUTROS ESTUDOS

FONTE: ARAÚJO (2009), MASCARENHAS; VON SPERLING; CHERNICHARO (2004), EVANGELISTA; VON SPERLING; CHERNICHARO (2002), SOARES *et al.* (2001), SANTOS (2003)

PARÂMETRO DE PROJETO	LAGOAS ANAERÓBIAS	LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS	LAGOAS FACULTATIVAS SECUNDÁRIAS	LAGOAS DE POLIMENTO OU MATURAÇÃO	
				Em série	Chicanas**
TDH (d)	3 – 6	15 - 45	10 - 30	10 – 20*	10 – 20*
Profundidade (m)	3,0 – 5,0	1,5 - 2,0	1,5 - 2,0	0,6 - 1,0	0,6 - 1,0
L/B	1 – 3	2 - 5	3 - 8	1 - 3	> 10
Nº de lagoas em série	1	1	1	2 - 5	1

QUADRO 8 - PRINCIPAIS PARÂMETROS DE PROJETO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

FONTE: Adaptado de VON SPERLING, *et al.* (2003, p. 305)

NOTA: * TDH total da série de lagoas.

** As lagoas com chicanas ou alongadas podem ser únicas ou em série.

PARÂMETRO DE PROJETO	LAGOAS ANAERÓBIAS	LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS	LAGOAS FACULTATIVAS SECUNDÁRIAS	LAGOAS DE MATURAÇÃO	LAGOAS DE POLIMENTO
Kb Mistura completa (d^{-1}) (20°C)	-	0,4 – 5,0	0,4 – 5,0	0,6 – 1,2*	0,6 – 1,2*
θ	-	1,07	1,07	1,07	1,07
Kb Fluxo disperso (d^{-1}) (20°C)	-	0,2 – 0,3	0,2 – 0,3	0,4 – 0,7	0,4 – 0,7
θ	-	1,07	1,07	1,07	1,07
d (L/B = 1)	-	-	-	0,4 – 1,1	0,4 – 1,1
d (L/B = 2 a 4)	-	0,1 – 0,7	0,1 – 0,7	0,1 – 0,5	0,1 – 0,5
d (L/B \geq 5)	-	-	-	0,07 – 0,23	0,07 – 0,23

QUADRO 9 - PRINCIPAIS RELAÇÕES E COEFICIENTES UTILIZADOS NA ESTIMATIVA DE REMOÇÃO DE COLIFORMES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

FONTE: VON SPERLING, *et al.* (2003, p. 306)

NOTA: * Valor apresentado do Kb destina-se a lagoas em série (lagoas chicaneadas não são bem representadas pelo regime de mistura completa).

2.3.5 Remoção de Nutrientes

As lagoas facultativas e aeradas não possuem uma boa remoção de N e P, entretanto, as lagoas de polimento podem remover relativamente bem pela volatilização da amônia e a precipitação de fosfatos.

Lagoas com menores profundidades (menos que 1,0 m) removem bem a amônia e o fósforo. Nessas lagoas o pH tende a ser alto, intensificando a fotossíntese que toma lugar em todo o volume da lagoa. Os altos valores de pH permitem a volatilização da amônia livre e a precipitação de fosfatos. (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005)

De acordo com Yanez (1983 *apud* Aisse, 2000), as lagoas não apresentam um bom desempenho na remoção de N e P, tornando-as pouco atrativas para controle de eutrofização, em contrapartida, apresentam uma boa opção para o reuso agrícola.

A escolha da lagoa para remoção de nutrientes é adequada somente quando a qualidade do corpo d'água receptor for boa, evitando que as algas sobreviventes exerçam novamente a DBO.

Segundo VON SPERLING (2009, p. 322), os principais mecanismos para a remoção de nitrogênio em lagoas são:

- a) nitrificação/ desnitrificação;
- b) sedimentação do nitrogênio orgânico particulado;
- c) assimilação de amônia pelas algas;
- d) assimilação de nitratos pelas algas e;
- e) volatilização da amônia.

O mecanismo mais importante de remoção é a volatilização da amônia.

O fósforo nos esgotos é composto de fósforo orgânico e, em sua maioria, por fosfatos. As principais formas de remoção de fósforo nos reatores UASB variam na ordem de 10 a 20%, enquanto que nas lagoas ocorre uma remoção mais eficiente, na ordem de 20 a 60%. (VON SPERLING, 1996, p. 106)

O mesmo autor relata que a remoção de fósforo nas lagoas de estabilização acontece pelos seguintes mecanismos:

- a) retirada do fósforo orgânico contido nas algas e nas bactérias através da saída das mesmas com o efluente final e;
- b) precipitação de fosfatos em condições de elevado pH.

2.3.6 Lagoa de Polimento

Cavalcanti *et al.* (2001, p. 106), citam a necessidade da realização do pós-tratamento dos efluentes dos reatores anaeróbios, como uma forma de adequar o efluente tratado à qualidade exigida pelas normas vigentes, para lançamento em corpos d'água receptores ou uso em culturas, sem que haja um impacto adverso no meio ambiente ou possibilidade de problemas de saúde pública.

As concentrações do material orgânico e dos sólidos em suspensão são drasticamente reduzidas, quando se aplica um pré-tratamento anaeróbio eficiente, antes de se descarregar o esgoto numa lagoa e, por esta razão, pode ser efetivada com um TDH muito mais reduzido. Nestas condições, o fator limitante que determina o tempo de detenção mínimo, o volume e a área de um sistema de lagoas será a remoção de organismos patogênicos e não a estabilização da matéria orgânica.

Portanto, as lagoas de pós-tratamento dos efluentes de sistemas anaeróbios eficientes são denominadas lagoas de polimento (LP), diferenciando-se das lagoas de estabilização. E os objetivos principais do pós-tratamento por lagoas de polimento são:

- a) redução da concentração de DBO_5 e SST;
- b) redução da concentração de patógenos;
- c) remoção de nutrientes, para o lançamento em lagos, represas e estuários.

Como não há exalação de maus odores no sistema UASB acrescido de lagoas de polimento torna-se mais aceitável operar este tipo de sistema de tratamento perto de regiões urbanas. Como interceptores de esgotos são caros e de difícil execução, nota-se uma vantagem indireta de se projetar sistemas perto ou dentro de áreas urbanas. A acumulação de lodo no fundo da lagoa é bem menor

quando é operado o sistema UASB acrescido de lagoas de polimento, pois no reator UASB a remoção de lodo é realizada frequentemente. (CAVALCANTI, 2001)

A possibilidade de se manipular o pH antes do lançamento do esgoto na lagoa é outra particularidade importante da lagoa de polimento. Com a geração do CO_2 , o pH tende a baixar e como no processo de estabilização ocorre fotossíntese que consome CO_2 , o pH tende a aumentar. O aumento de pH é uma forma de conseguir, nas lagoas de polimento, a remoção de nutrientes. Por outro lado o aumento do pH induz às alterações no equilíbrio de espécies de fosfatos.

Cavalcanti (2001) salienta que é importante remover os nutrientes somente quando ocorre o lançamento do efluente em águas de superfície, evitando assim, a formação exacerbada de algas. Para utilizar o efluente para irrigação é interessante manter os nutrientes, uma vez que os mesmos poderão substituir os fertilizantes químicos.

Von Sperling (1996, p. 108) relata a importância de se obter valores mais consolidados dos coeficientes de remoção de patógenos, das taxas de cargas orgânicas e da realização de um número maior de pesquisas, para maximizar a remoção de patógenos em lagoas de estabilização de pós-tratamento de reatores anaeróbios.

2.3.7 Parâmetros Físicos e Operacionais

Segundo Jordão e Pessoa (1995, p. 427-428) qualquer forma é aceitável para uma lagoa, porém, deve-se levar em conta o fenômeno indesejado das reentrâncias e “curtos-circuitos”. É recomendado que cada unidade possua no máximo 4 ha e, ao longo da trajetória dos ventos extensão mínima de 200 m. A profundidade depende do tipo da lagoa e pode variar de 1,0 m a 4,5 m.

O volume é calculado pela seguinte fórmula:

$$V = A \times H \quad (23)$$

Onde:

V = volume (m^3);

A = área (m^2);

H = profundidade da lagoa (m).

O tempo de detenção das lagoas é obtido em função dos parâmetros de dimensionamento, podendo variar entre 5 a 100 dias, dependendo do tipo e condições locais.

$$TDH = \frac{V}{Q_a} \quad (24)$$

Onde:

V= volume (m³);

Q_a = vazão afluyente (m³/d);

TDH = tempo de detenção hidráulica (d).

Para o dimensionamento da área, Aisse (2000, p. 130) utiliza o critério da carga orgânica:

$$A = \frac{C_{org}}{CS_a} = \frac{Q \times DBO}{CS_a} \quad (25)$$

Onde:

A = área (ha);

CS_a = carga orgânica superficial aplicada (kg/ha.d);

C_{Org} = carga orgânica afluyente (kg/d);

DBO = demanda Bioquímica de oxigênio (kg/L);

Q = vazão afluyente (L/d).

O dimensionamento das lagoas facultativas secundárias, empregando o conceito de carga orgânica superficial, segundo AISSE (2000), pode observar o modelo de Mara, fórmula 26, ou o modificado por Arthur, fórmula 27.

$$CS_a = 20.Tar - 120 \quad (26)$$

$$CS_a = 20.Tar - 60 \quad (27)$$

Onde:

Tar = temperatura média do ar no mês mais frio (°C).

Sobre os critérios de lançamento, a Resolução n.º 357 do CONAMA dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu

enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2006). No Paraná a Resolução SEMA 001/07, de 23 janeiro de 2007, estabelece padrões de lançamento e automonitoramento. Estabelece que os efluentes das ETEs somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água desde que, resguardadas as exigências cabíveis, obedeçam as condições e padrões:

- a) DBO₅ : até 90 mg/L;
- b) DQO: até 225 mg/L;
- c) Nitrogênio amoniacal total: 20 mg/L;
- d) Óleos e graxas:
 - Óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg/L;
 - Óleos minerais: até 20 mg/L.

2.4 FERTIRRIGAÇÃO COM EFLUENTES

2.4.1 Reuso da Água

A preocupação crescente com a saúde pública e o desenvolvimento da microbiologia sanitária desaconselhou, em meados do século XX, a prática centenária de tratamento de esgotos com o objetivo de irrigação como meio de reciclagem da água e produção agrícola. (BASTOS *et al.*, 2003, p. 01)

No entanto, cresce no Brasil, assim como em todo o mundo, a consciência em torno da importância do uso racional da água, da necessidade de controle de perdas e desperdícios e da introdução definitiva da reciclagem da água na agenda nacional. (BASTOS *et al.*, 2003, p. 14)

Fatores como a crescente escassez de recursos hídricos e a deterioração dos mananciais de água, as limitações técnico-financeiras para implantar soluções mais complexas de tratamento, o custo elevado de insumos agropecuários, o reconhecimento do valor intrínseco da prática pelos órgãos gestores dos recursos hídricos, contribuíram para o aumento do interesse do reuso de esgoto e efluentes

na irrigação e, se mostrou mais frequente em todo o mundo. (BASTOS *et al.*, 2003, p. 01; PAGANINE, 2003, p. 340)

A intensificação da produção agrícola contribui para o uso da irrigação em larga escala, obtendo como resultado a utilização de 70% da água disponível, em que somente 30 a 60% desta retorna à jusante, o que torna a irrigação, o maior usuário da água doce do planeta. A utilização de águas residuárias na irrigação de culturas é uma maneira de diminuir a demanda de água de mananciais, além de ser uma forma de controle da poluição de corpos de água. (TUNDISI, 2003)

Brega Filho e Mancuzo (2003, p. 22) afirmam que “o reuso da água subentende uma tecnologia desenvolvida em maior ou menor grau, dependendo dos fins a que se destina a água e de como ela tenha sido usada anteriormente”.

Silva *et al.* (2003, p. 46) declaram que “o reuso de água é considerado um instrumento de gestão dos recursos hídricos, por suas várias formas de utilização e pelo que representa em termos de saúde pública”.

De maneira geral, o reuso da água pode ocorrer de forma direta ou indireta, através de ações planejadas ou não. Por meio da Organização Mundial de Saúde (1973) *apud* Silva *et al.* (2003), surgiu um dos conceitos mais antigos sobre reuso de água, que o define em:

- a) reuso indireto - ocorre quando a água já usada, uma ou mais vezes para uso doméstico ou industrial, é descarregada nas águas superficiais ou subterrâneas e utilizada novamente à jusante, de forma diluída;
- b) reuso direto - uso planejado e deliberado de esgotos tratados para certas finalidades como irrigação, uso industrial, recarga de aquífero e água potável;
- c) reciclagem interna - reuso da água internamente às instalações industriais, tendo como objetivo a economia de água e o controle de poluição.

Já Westerhoff (1984) adota uma classificação de reuso de água em duas grandes categorias: potável e não potável. Esta classificação é muito adotada por sua praticidade e facilidade. Conforme Brega Filho e Mancuzo (2003) e Silva *et al.* (2003), a finalidade do reuso potável é abastecer a população, enquanto que no reuso não potável o objetivo é atender uma demanda que tolera água de qualidade

inferior, como para fins industriais, agrícolas, domésticos, recreacionais, manutenção de vazões, aquicultura e recarga de aquíferos subterrâneos.

O reuso potável direto ocorre quando o esgoto recuperado por meio de tratamento avançado é injetado diretamente no sistema de água potável. Já o reuso potável indireto ocorre quando o esgoto depois de tratado é despejado às águas superficiais ou subterrâneas para diluição, purificação natural para posterior captação, da qual se dará o tratamento para ser utilizada como água potável.

Para o reuso da água alguns fatores devem ser considerados, como:

- a) as condições climáticas;
- b) a espécie cultivada ;
- c) as propriedades do solo;
- d) o sistema de irrigação e a habilidade do agricultor no manejo do efluente;
- e) e a interação entre os fatores citados e o uso do efluente.

2.4.2 Critérios de Qualidade das Águas Residuárias Utilizados na Agricultura

Paganine (2003, p. 340) afirma que “a aplicação dos efluentes e esgotos no solo é uma forma efetiva de controle da poluição e uma alternativa viável para aumentar a disponibilidade hídrica, em regiões áridas e semi-áridas”. Com a utilização desta tecnologia, os aspectos ambientais, econômicos e de saúde pública são beneficiados. Porém o autor afirma que existem restrições que limitam significativamente os seus usos.

Os constituintes presentes nos esgotos brutos e tratados podem ter efeitos negativos sobre as águas subterrâneas e superficiais, ao solo, às culturas e à saúde. Assim, torna-se imprescindível o estudo da qualidade das águas de irrigação e da viabilidade do seu uso.

Bastos *et al.* (2003, p. 09) citam que o uso de esgotos sanitários apresenta-se como uma solução sanitária segura, ambientalmente sustentável e economicamente viável se observadas as boas práticas e vencidas as resistências de natureza cultural. O grau de tratamento dos esgotos requerido depende da

qualidade exigida para a água de irrigação. Esta, por sua vez, depende da legislação que regula o uso do esgoto na agricultura.

No Brasil a regulamentação do reuso de água encontra-se em pleno curso. Com a promulgação da Lei nº 9.433/97, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, foi dado um primeiro enfoque na questão hídrica, na gestão do uso da água de bacias hidrográficas e na cobrança pelo uso dos recursos hídricos. A racionalização do uso da água é o foco da lei, que estabelece princípios e instrumentos para sua utilização. (BRASIL, 1997)

Recentemente o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), através da Resolução n.º 54, estabeleceu critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água (BRASIL, 2005). A resolução contempla o reuso para fins agrícolas e florestais, urbanos, ambientais, industriais e aquicultura, onde determina que os parâmetros específicos para cada modalidade sejam estabelecidos pelos respectivos órgãos competentes.

A Resolução n.º 357 do CONAMA define concentrações limites dos diversos contaminantes para que a água do rio possa ser utilizada na irrigação. O Quadro 10 apresenta, para cada grupo de culturas agrícolas, a classe de qualidade que a água deve estar enquadrada e exemplos de limites de concentração estabelecidos para alguns contaminantes.

As diretrizes adotadas nos EUA, e recomendadas pela OMS, sobre os critérios de qualidade microbiológica para o reuso agrícola, servem de referência e são adotadas em diversos países.

A USEPA exige para a irrigação irrestrita, que se refere à irrigação de toda e qualquer cultura, a ausência de coliformes e organismos patogênicos, turbidez ≤ 2 UNT e cloro residual ≥ 1 mg/L. Para a irrigação restrita (culturas processadas industrialmente, cereais, forragens, pastagens e árvores) exige-se cloro residual ≥ 1 mg/L e a desinfecção, porém a presença de patógenos em alguma densidade é tolerada, pois o padrão bacteriológico é $\leq 200/100$ mL, conforme Quadro 11.

USO	CLASSE DE QUALIDADE	EXEMPLOS DE LIMITES DE CONCENTRAÇÃO ESTABELECIDOS
Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas sem remoção de película	Classe 1	Coliformes termotolerantes ⁽¹⁾ : ≤ 200/100 mL Turbidez: ≤ 40 UNT DBO (5 dias, 20 °C): ≤ 3,0 mg/L Sólidos dissolvidos totais: ≤ 500 mg/L Fósforo total: ≤ 0,1 mg/L P ⁽²⁾ Nitrato: ≤ 10,0 mg/L N Nitrito: ≤ 1,0 mg/L N
Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato	Classe 2	Coliformes termotolerantes ⁽¹⁾ : ≤ 1.000/100 mL Turbidez: ≤ 100 UNT DBO (5 dias, 20 °C): ≤ 5,0 mg/L Sólidos dissolvidos totais: ≤ 500 mg/L Fósforo total: ≤ 0,1 mg/L P ⁽²⁾ Nitrato: ≤ 10,0 mg/L N Nitrito: ≤ 1,0 mg/L N
Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras	Classe 3	Coliformes termotolerantes ⁽¹⁾ : ≤ 2.500/100 mL Turbidez: ≤ 100 UNT DBO (5 dias, 20 °C): ≤ 10,0 mg/L Sólidos dissolvidos totais: ≤ 500 mg/L Fósforo total: ≤ 0,15 mg/L P ⁽²⁾ Nitrato: ≤ 10,0 mg/L N Nitrito: ≤ 1,0 mg/L N

QUADRO 10 - CLASSES DE QUALIDADE DOS RIOS PARA ÁGUAS UTILIZADAS EM IRRIGAÇÃO DE DIFERENTES CULTURAS

FONTE: BRASIL (2005); BENETTI (2006)

NOTA: ⁽¹⁾ A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

⁽²⁾ Ambiente lótico.

Os critérios da OMS, para irrigação com efluentes de ETEs, reconhecem a concentração de coliformes fecais e o número de ovos de helmintos como indicadores de sua qualidade microbiológica e da eficiência de remoção no tratamento. (CAVALCANTI *et al.*, 2001, p. 142-143)

Para a irrigação irrestrita a OMS é rigorosa quanto à remoção de helmintos, porém permissível quanto à qualidade bacteriológica e não inclui em seus parâmetros a análise de vírus e protozoários, sob o argumento de estar fundamentado em evidências epidemiológicas e considerações. No entanto, os critérios da OMS encontram-se focados no emprego de lagoas de estabilização, onde o padrão máximo de 1 ovo de nematóide/L serve como indicador da remoção dos outros organismos sedimentáveis (helmintos e protozoários), enquanto o padrão

máximo 1.000 CF/100 mL é indicativo da inativação de bactérias patogênicas e vírus. Para a irrigação restrita não é exigido nenhum padrão bacteriológico, como apresenta o Quadro 12.

Na irrigação irrestrita, os agricultores, os consumidores e o público em geral são os grupos de riscos a serem protegidos observando-se os critérios de qualidade propostos, e na irrigação restrita, são os agricultores. (BASTOS *et al.*, 2003, p. 37)

TIPO DE IRRIGAÇÃO E CULTURA	PROCESSO TRATAMENTO	QUALIDADE DO EFLUENTE
Culturas alimentícias não processadas comercialmente ⁽¹⁾ Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, incluindo culturas a serem consumidas cruas	Secundário + filtração + desinfecção	DBO ≤ 100 mg/L Turbidez ≤ 2 UNT ⁽²⁾ Cloro residual ≥ 1 mg/L ⁽³⁾ Coliformes fecais ND Organismos patogênicos ND
Culturas alimentícias processadas comercialmente ⁽¹⁾ Irrigação superficial de pomares e vinhedos	Secundário + desinfecção ⁽⁴⁾	DBO ≤ 30 mg/L SS ≤ 30 mg/L Cloro residual ≥ 1 mg/L ⁽³⁾ Coliformes fecais ≤ 200/100 mL ⁽⁴⁾
Culturas não alimentícias Pastagens para rebanhos de leite, ⁽⁵⁾ forrageiras, cereais, fibras e grãos	Secundário + desinfecção	DBO ≤ 30mg/L SS ≤ 30 mg/L Cloro residual ≥ 1 mg/L Coliformes fecais ≤ 200/100 mL
Irrigação, campos de esporte, parques, jardins e cemitério	Secundário + filtração + desinfecção	DBO ≤ 100 mg/L Turbidez ≤ 2 UNT ⁽²⁾ Cloro residual ≥ 1 mg/L ⁽³⁾ Coliformes fecais ND Organismos patogênicos ND

QUADRO 11 - DIRETRIZES DA USEPA PARA A UTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS NA AGRICULTURA

FONTE: USEPA (1992), BASTOS *et al.* (2003, p. 38) e BASTOS; BEVILACQUA (2006, p. 52)

NOTA: ⁽¹⁾ Culturas alimentícias processadas comercialmente são aquelas que recebem processamento físico ou químico, prévio a comercialização, suficiente para a destruição dos patógenos.

⁽²⁾ Turbidez pré-desinfecção, média diária; nenhuma amostra > 5 UNT.

⁽³⁾ Cloro residual livre após tempo de contato mínimo de 30 minutos; residuais ou ponto de contato mais elevados podem ser necessários para a garantia de inativação de vírus e parasitas.

⁽⁴⁾ Média móvel de sete dias; nenhuma amostra > 800 CF/100 mL; lagoas de estabilização podem alcançar o critério de qualidade sem a necessidade de desinfecção.

⁽⁵⁾ O consumo das culturas irrigadas não deve ser permitido antes de 15 dias após a irrigação; desinfecção mais rigorosa (≤ 14 CF/100 mL) se o período de 15 dias não for observado.

CATEGORIA	TIPO DE IRRIGAÇÃO E CULTURA	GRUPOS DE RISCO	NEMATÓIDES INTESTINAIS (ovos/L) ⁽²⁾	COLIFORMES FECAIS (ORG./100 mL) ⁽³⁾	PROCESSO DE TRATAMENTO
A	Culturas a serem consumidas cruas, campos de esporte, parques e jardins ⁽⁴⁾	Agricultores, consumidores, público em geral	< 1	< 1.000 ⁽⁴⁾	Lagoa de estabilização em série, ou tratamento equivalente em termos de remoção de patógenos
B	Culturas processadas industrialmente, cereais, forragens, pastagens e árvores ⁽⁵⁾	Agricultores	< 1	Sem recomendação	Lagoa de estabilização com 8-10 dias de tempo de detenção ou remoção equivalente de helmintos e coliformes fecais
C	Irrigação localizada de plantas da categoria B na ausência de riscos para os agricultores e públicos em geral	Não aplicável	Não aplicável	Não aplicável	Pré-tratamento de acordo com o método de irrigação, no mínimo sedimentação primária

QUADRO 12 - DIRETRIZES DA OMS PARA O USO AGRÍCOLA DE ESGOTOS SANITÁRIOS

FONTE: OMS (1989) *apud* BASTOS *et al.* (2003, p. 39)

NOTA: ⁽¹⁾ Em casos específicos as presentes recomendações devem ser adaptadas a fatores locais de ordem ambiental, sócio-cultural e epidemiológica.

⁽²⁾ *Ascaris*, *Trichuris*, *Necator* e *Ancylostoma*: média aritmética durante o período de irrigação.

⁽³⁾ Média geométrica durante o período de irrigação.

⁽⁴⁾ Para parques e jardins onde o acesso público é permitido: 200 CF/ 100 mL.

⁽⁵⁾ No caso de árvores frutíferas, a irrigação deve terminar duas semanas antes da colheita e nenhum fruto deve ser apanhado do chão. Irrigação por aspersão não deve ser empregada

No Quadro 13 o programa de pesquisas em saneamento básico (PROSAB), sugere diretrizes para o uso agrícola de esgotos sanitários, e afirma que o atendimento aos padrões de qualidade microbiológica de efluentes sugeridos é atingível.

Nos padrões do PROSAB para o uso agrícola do esgoto sanitário não há restrição de DBO, DQO e SST, sendo as concentrações efluentes uma consequência das técnicas de tratamento compatíveis com a qualidade microbiológica estipulada. Entretanto, efluentes com concentrações elevadas desses

parâmetros podem favorecer o entupimento de sistemas de irrigação e a formação de biofilmes.

O padrão de qualidade de efluentes expresso apenas em termos de coliformes termotolerantes (CTerm) e ovos de helmintos aplicam-se ao emprego de sistemas de tratamento por lagoas. Nestes sistemas a remoção de cistos de protozoários é indicada pela remoção de ovos de helmintos. Além disso, em sistemas que incluam a desinfecção deve-se recorrer aos parâmetros de controle da desinfecção (residual desinfetante e tempo de contato), necessários ao alcance do padrão estipulado para coliformes termotolerantes. (BASTOS; BEVILACQUA, 2006, p. 53-54)

CATEGORIA	C Term (100 mL ⁻¹) ⁽³⁾	OVOS DE HELMINTOS (L ⁻¹) ⁽⁴⁾	OBSERVAÇÕES
Irrigação Irrestrita ⁽¹⁾	$\leq 1 \times 10^3$	≤ 1	$\leq 1 \times 10^4$ CTerm 100 mL ⁻¹ no caso de irrigação por gotejamento de culturas que se desenvolvem distantes do nível do solo ou técnicas hidropônicas em que o contato com a parte comestível da planta seja minimizado
Irrigação Restrita ⁽²⁾	$\leq 1 \times 10^4$	≤ 1	$\leq 1 \times 10^5$ 100 mL ⁻¹ no caso da existência de barreiras adicionais de proteção ao trabalhador ⁽⁵⁾ é facultado o uso de efluentes (primários e secundários) de técnicas de tratamento com reduzida capacidade de remoção de patógenos, ⁽⁶⁾ desde que associado a irrigação subsuperficial

QUADRO 13 - DIRETRIZES DO PROSAB PARA USO AGRÍCOLA DE ESGOTOS SANITÁRIOS

FONTE: BASTOS; BEVILACQUA (2006, p. 54).

NOTA: ⁽¹⁾ Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, inclusive culturas alimentícias consumidas cruas. Inclui também a hidroponia.

⁽²⁾ Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura não ingerida crua, inclui culturas alimentícias e não alimentícias, forrageiras, pastagens e árvores. Inclui também a hidroponia.

⁽³⁾ Coliformes termotolerantes; média geométrica durante o período de irrigação, alternativa e preferencialmente pode-se determinar *E.coli*.

⁽⁴⁾ Neumatóides intestinais humanos; média geométrica durante o período de irrigação.

⁽⁵⁾ Barreiras adicionais de proteção encontradas na agricultura de elevado nível tecnológico, incluindo o emprego de irrigação localizada e equipamentos de proteção individual. Exclui-se desta nota a irrigação de pastagens e forrageiras destinadas à alimentação animal.

⁽⁶⁾ Neste caso não se aplicam os limites estipulados de coliformes e ovos de helmintos, sendo a qualidade do efluente uma consequência das técnicas de tratamento empregadas.

2.4.3 Fertirrigação

Marques *et al.* (2003, p. 71) definem fertirrigação pela aplicação de fertilizantes necessários às culturas por meio da água de irrigação. A prática começou a ser utilizada no Brasil nos anos 70 e 80, com a aplicação de produtos orgânicos em cana-de-açúcar, principalmente no Estado de São Paulo, a partir daí, a fertirrigação têm crescido e beneficia diversas áreas.

Os efluentes tratados possuem nutrientes essenciais ao desenvolvimento das plantas, em particular nitrogênio e fósforo, e com a utilização do efluente na agricultura, evita-se a emissão desse esgoto em corpos d'água, o que pode provocar problemas no corpo receptor de forma a propiciar a eutrofização das águas e intensificar a proliferação das algas cianofíceas, devido ao teor de N e P. (DORICH *et al.*, 1984 *apud* MONTEIRO, 2009)

Os efluentes tratados possuem nutrientes que fornecem potencial fertilizante para as culturas, sendo o nitrogênio, o mais benéfico e muitas vezes encontrado em excesso, o que pode substituir o fertilizante comercial. (METCALF; EDDY, 2003)

Ao utilizar a prática da fertirrigação é importante considerar os aspectos relacionados à natureza e às características da cultura e da água. O planejamento e a adoção do manejo adequado do sistema trazem ganhos de produtividade e melhoria da qualidade do produto. (MARQUES *et al.*, 2003, p.71-72)

A fertirrigação apresenta vantagens e desvantagens quando comparada a aplicação tradicional de fertilizantes. De acordo com Marques *et al.* (2003, p. 71-72) podem ser consideradas como vantagens da fertirrigação a economia de mão-de-obra; o fato de evitar a compactação do solo decorrente da não utilização de máquinas pesadas; o parcelamento da fertilização, dotando as plantas de suas necessidades em tempo hábil; a automatização do processo e a aplicação de micronutrientes.

As desvantagens citadas por Marques *et al.* (2003, p. 71-72) são os altos custos iniciais; a necessidade de fertilizantes solúveis; o risco da solução retornar para a fonte de água, podendo ocasionar danos ambientais e, até mesmo, intoxicação em populações; riscos de superfertilização quando a irrigação não for baseada na necessidade real da planta; a possibilidade de ocorrer corrosão,

precipitação e entupimento nos sistemas de irrigação decorrentes de reações químicas e, o investimento em treinamento do agricultor. As desvantagens podem ser compensadas com bom manejo da irrigação e bom treinamento de pessoal.

2.4.4 Cultura Energética de Soja (*Glycine max*)

2.4.4.1 Demanda Nutricional

O Brasil tornou-se o segundo maior produtor mundial de soja com o desenvolvimento de formas de cultivares adaptadas às diferentes regiões agroclimáticas do País. No Estado do Paraná, um dos principais produtores de soja no Brasil, o cultivo é incentivado pelo Programa Paranaense de Bioenergia. O programa tem a finalidade de impulsionar no Paraná a produção e o uso do Biodiesel, um combustível vegetal que pode ser extraído da soja. (IAPAR, 2003)

A soja necessita de macronutrientes orgânicos (carbono, hidrogênio e oxigênio elementar) fornecidos pela atmosfera (oxigênio (O_2), gás carbônico (CO_2) e água (H_2O)), bem como de nutrientes fornecidos pelo solo: fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), boro (B), cloro (Cl), cobalto (Co), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo), níquel (Ni), selênio (Se) e zinco (Zn) e , no caso do nitrogênio (N), parte pelo solo e parte pela atmosfera. Dessa lista de nutrientes minerais, a soja necessita do fornecimento dos seguintes nutrientes, segundo, Vitti e Trevisan (2000):

- a) N (fixação simbiótica, manejo da matéria orgânica);
- b) P, K, Ca, Mg, S, B, Cu, Mn, Zn, Mo e Co (fertilização mineral).

As condições climáticas, as diferenças genéticas entre cultivares de uma mesma espécie, o teor de nutrientes no solo e dos diversos tratamentos culturais influenciam a absorção de nutrientes por uma determinada espécie. (EMBRAPA, 1999).

A soja pode obter o N por quatro formas: pelo solo, principalmente pela decomposição da matéria orgânica, mas neste caso, após alguns cultivos a matéria

orgânica pode ser esgotada. Pela fixação não-biológica, que é o resultado de processos naturais, como o vulcanismo e combustão. O uso de fertilizantes nitrogenados, pelo qual a planta assimila mais rápido o N, porém, a planta absorve somente 50% do fertilizante nitrogenado aplicado, elevando os custos. A última forma é a fixação biológica do nitrogênio atmosférico (N_2), que contribui com 65% de todas as entradas de N. (HUNGRIA; CAMPO; MENDES, 2007, p. 15-18)

Com o processo de fixação biológica do nitrogênio atmosférico, a soja pode suprir as necessidades de N. O processo ocorre quando as bactérias que pertencem às espécies *Bradyrhizobium japonicum* e *B. elkanii* se unem às raízes da planta formando nódulos, que capturam o N_2 e o transformam em formas nitrogenadas utilizadas pela planta. (HUNGRIA; CAMPO; MENDES, 2007, p. 11-14)

Os solos brasileiros não possuem as bactérias *Bradyrhizobium*, no entanto, grande parte das áreas cultivadas nos dias de hoje, já foi inoculada anteriormente. Inoculando no solo as bactérias, quando necessário, a obtenção de N resulta em menores custos para o agricultor e o meio ambiente é favorecido. “Os fertilizantes nitrogenados prejudicam a fixação biológica do N_2 e, mesmo uma dose inicial, não resultam em incrementos no rendimento de grãos.” (HUNGRIA; CAMPO; MENDES, 2007, p. 75)

2.4.4.2 Demanda Hídrica

Nas várias regiões brasileiras produtoras de grãos, a disponibilidade hídrica é a maior causa de variabilidade dos rendimentos observados a cada ano. Também é o principal fator limitante à obtenção de rendimentos próximos ao potencial produtivo da espécie. (FARIAS, 2004)

O melhor uso da água para a produção de culturas é essencial para obter uma produção satisfatória e altos rendimentos. Há um reflexo direto na qualidade e quantidade da produção quando não é realizado o melhor uso da água, portanto a irrigação deve ser empregada, visando suprir as necessidades hídricas que ocorrem por falta ou insuficiência da precipitação. Os métodos de determinação das

necessidades hídricas constituem um importante instrumento de planejamento e manejo de irrigação. (SILVA, 2005)

A quantidade de água a ser aplicada pela irrigação depende da interação de vários fatores, como o tipo de cultura, condições meteorológicas, tipo de solo, a operacionalidade, o sistema de irrigação utilizado, dentre outros. (PEREIRA; ANGELOCCI; SENTELHAS, 2002)

Mendonça *et al.* (2003) dizem que um sistema de irrigação com esgotos sanitários tratados envolve os seguintes objetivos:

- a) atender às necessidades hídricas das plantas cultivadas;
- b) suprir total ou parcial às necessidades nutricionais das culturas;
- c) a sustentabilidade das atividades agrícolas e;
- d) o polimento de efluentes tratados.

Ao considerar o esgoto sanitário tratado como um insumo agrícola, o atendimento das necessidades das culturas e a sustentabilidade das atividades agrícolas devem ser priorizados. Através da deficiência hídrica do sistema solo-planta-atmosfera deverá ser determinada a quantidade necessária de água nas plantas cultivadas.

Para determinar a quantidade de água necessária à irrigação de uma cultura, vários métodos são utilizados. Daker (1976) cita alguns métodos, como: em função do clima e do solo, por determinações experimentais, por referências locais e indicações de autores. Neste trabalho será realizado o método do balanço hídrico para determinar a quantidade de água necessária à cultura.

A semente da soja necessita absorver cerca de 50% de seu peso em água para assegurar boa germinação e, a umidade do solo não deve exceder a 85% do total máximo de água disponível.

Com o desenvolvimento da cultura aumenta a necessidade de água, atingindo o máximo durante a fase de floração ao início do enchimento de grãos e diminuindo o consumo após esse período. Déficits hídricos expressivos, nesta etapa, provocam alterações fisiológicas na planta, tais como, o fechamento dos estômatos e o enrolamento das folhas. Para a obtenção do rendimento máximo, a cultura necessita em todo o seu ciclo de aproximadamente 450 a 800 mm de água, que depende das condições climáticas, do manejo e da duração do ciclo. (EMBRAPA SOJA, 1999)

Quanto às condições térmicas, a soja pode ser cultivada em áreas onde as temperaturas estão entre 20 e 30°C e, seu crescimento vegetativo é pequeno ou nulo sob temperaturas inferiores ou iguais a 10°C. (EMBRAPA SOJA, 1999)

Conforme Mortorano (2000) as formas de cultivo de soja mais utilizados na região dos Campos Gerais são: precoce, começa a produzir com até 115 dias; semiprecoce de 116 a 125 dias e ciclo médio de 126 a 137 dias. Contudo, a duração do ciclo pode variar quando a cultura é exposta a diferentes climas, faixas de latitude, altitudes, entre outros.

O mesmo autor afirma que, em decorrência das geadas, o período ideal para o cultivo da soja na região é de outubro a abril. As geadas em Ponta Grossa ocorrem com maior frequência no período de junho a agosto, ou seja, 70% dos casos, reduzindo para 50% no período de maio a agosto, 30% entre maio a setembro e 10% das ocorrências acontecem entre abril e setembro.

2.4.4.3 Balanço Hídrico

Balanço hídrico pode ser conceituado como a contabilização da água do solo, resultante da aplicação do princípio de conservação da massa num volume de solo com vegetação. A variação de armazenamento de água, por intervalo de tempo, representa a quantidade de água que entrou, bem como o que saiu do sistema. O resultado é a quantidade líquida de água que permanece disponível às plantas.

O conjunto solo-planta-atmosfera determina o volume de controle onde ocorrem as entradas e saídas de água no sistema. (PEREIRA; ANGELOCCI; SENTELHAS, 2002)

O regime hídrico do solo de um local pode ser obtido por meio do balanço real ou climatológico. O primeiro é a contabilidade de todas as entradas e saídas de água que realmente ocorrem em dada área utilizada na produção agrícola. O climatológico, que será utilizado no estudo, é uma estimativa do que ocorreria em dada área, sendo a estimativa baseada em séries de dados climatológicos coletados durante um período de tempo em um local determinado. (REICHART, 1990)

Um modelo amplamente utilizado para calcular o balanço climatológico é o método desenvolvido por Thornthwaite & Mather (1955) *apud* Cunha (1999) que possibilita a comparação entre a precipitação e a evapotranspiração, considerando uma determinada capacidade de armazenamento de água no solo.

O balanço hídrico climatológico é mais frequentemente apresentado na escala mensal e para um ano médio, ou seja, o balanço hídrico cíclico. (ROLIM; SENTELHAS; BARBIERI, 1998)

Conforme Camargo & Camargo (1993), o balanço hídrico climatológico é um instrumento agrometeorológico útil e prático para caracterizar o fator umidade do clima, que auxilia a caracterização climática, inclusive na definição da aptidão agrícola da região estudada.

Além dessas utilidades, o balanço hídrico proporciona o monitoramento da quantidade de água armazenada no solo, que auxilia na maximização da produtividade agrícola. Deste modo, podem-se estabelecer critérios para drenagem de um solo, em caso de excesso de água, ou para irrigação, em caso de falta de água. (REICHART, 1990)

A metodologia apresentada por Thornthwaite & Mather (1955) pode ser ajustada e aprimorada e, conforme o interesse do pesquisador pode estabelecer condições para estimar alternativas de planejamento, dimensionamento e manejo da irrigação na agricultura, para um determinado período de tempo. (SOUZA (2001); SOUZA (2005); SOUZA e GOMES (2008) *apud* ARAUJO, 2008)

2.4.4.4 Elementos do Balanço Hídrico

A precipitação é a maior fonte de água para as plantas. A chuva, caindo sobre o solo, infiltra a uma taxa que depende de suas características físicas. Se a precipitação excede a taxa de infiltração, ocorre o escoamento superficial, sendo o excesso de água drenado para os cursos d'água. A água que penetra no solo enche o reservatório do solo e, quando o ponto de saturação é atingido, o excesso é drenado para os aquíferos.

As raízes das plantas absorvem a água retida no solo, essa água é levada às folhas onde evaporam, retornando para atmosfera, onde se reúne a água evaporada dos lagos, rios, mar, oceanos e superfície dos solos úmidos. Isso é chamado de ciclo hidrológico, o qual depende da radiação solar para a dinâmica do fluxo contínuo e recebe influência direta dos fatores meteorológicos. (WINTER, 1988)

O ciclo hidrológico é extremamente complexo e vários fenômenos fazem parte dele. Os principais processos envolvidos no ciclo hidrológico são: precipitação, evaporação, transpiração, infiltração, percolação, escoamento superficial e subterrâneo.

As gotículas de água, formadas por condensação, quando atingem determinada dimensão, precipitam-se na forma de chuva. Uma parte da precipitação não chega ao solo devido à evaporação durante a queda ou devido a retenção na vegetação. Do volume que chega ao solo, parte dele infiltra, parte escoia sobre a superfície e outra parte evapora. A evaporação pode ser direta ou através da transpiração das plantas e ocorre quando a água em estado líquido, com ação da energia do Sol ou de outras fontes, retorna ao estado gasoso. É por este fenômeno que é mantido o equilíbrio do ciclo hidrológico.

As plantas retiram umidade do solo para sobreviver e a eliminam sob a forma de vapor, este processo é conhecido como transpiração. A evaporação é um fenômeno físico, já a transpiração é um fenômeno biológico, diretamente afetado pelo ciclo de vida dos seres vivos. Muitas vezes há dificuldades técnicas para realizar a medição separada desses dois fenômenos, por isso, são consideradas em conjunto, sob a denominação de evapotranspiração.

A água que infiltra no solo, movimenta-se por meio dos vazios existentes, por percolação, podendo atingir uma zona totalmente saturada. Nesta zona é formado o lençol freático que pode retornar a água à superfície ou pode formar, entre as camadas impermeáveis, os lençóis artesianos. (PINTO, 1976, p. 02-03)

Em condições naturais, para um sistema superficial, o balanço hídrico pode ser expresso da seguinte forma:

$$P + I + Q_i + Q_s + Q_g + E_s + T_s = \Delta S \quad (28)$$

Onde:

P = precipitação (mm/ano);

Q_i e Q_s = vazões superficiais de entrada e saída (mm/ano);

Q_g = escoamento subterrâneo (mm/ano);

E_s = evaporação superficial (mm/ano);

T_s = transpiração da planta proveniente da umidade da parte superficial do solo (mm/ano);

I = infiltração (mm/ano);

ΔS = variação do volume armazenado na superfície (mm).

Nas grandes bacias hidrográficas, com área maior que 1.000 Km², excluindo as regiões Karsticas, os fluxos subterrâneos podem ser retirados da fórmula, pois são extremamente pequenos diante dos outros termos. Dessa forma, obtém-se a fórmula conhecida como balanço hídrico simplificado:

$$P - Q_i - Q_s - ET = \Delta S \quad (29)$$

Segundo Reichardt (1990), as condições de precipitação (P) e/ou irrigação (I), as perdas por evapotranspiração (ET) e o escoamento superficial de entrada e saída (E_e e E_s) ocorrem no plano da superfície do solo. Na profundidade do solo, abaixo da zona radicular, ocorrem perdas por drenagem profunda (DP) e ganhos por ascensão capilar (AC) da água. A Figura 5 representa os componentes do balanço hídrico indicando as possíveis entradas e saídas de água de um volume de controle.

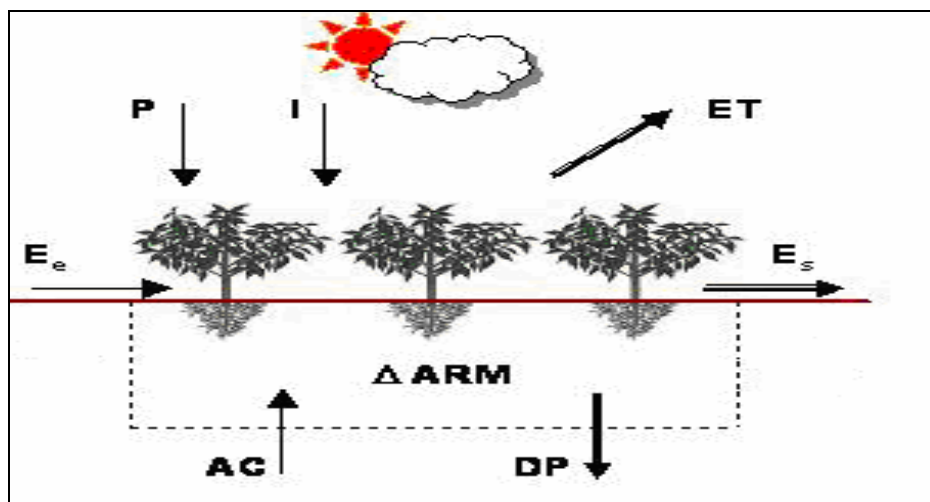


FIGURA 5 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS FLUXOS DO BALANÇO HÍDRICO

FONTE: Adaptado de PEREIRA; ANGELOCCI; SENTELHAS (2002)

2.4.4.5 Efeitos Potenciais dos Nutrientes Sobre o Solo e Planta

Metcalf & Eddy (2003) citam cinco categorias de problemas potenciais associados com a qualidade da água em irrigação: taxa de infiltração da água, salinidade, toxicidade de íon específico, excesso de nutrientes e aspectos sanitários como bactérias, cistos de protozoários, ovos de helmintos e vírus, que causam doenças vinculadas à saúde pública.

A água usada para a irrigação pode variar bastante em qualidade dependendo do tipo e quantidade de sais dissolvidos. Para a irrigação com esgoto tratado devem ser consideradas as propriedades do solo. (METCALF; EDDY, 2003). O autor cita que pode ocorrer a sedimentação de sais da água utilizada, os quais tendem a acumular no perfil do solo. As propriedades físicas e mecânicas do solo, como o nível de dispersão das partículas do solo, estabilidade dos agregados, estrutura do solo e permeabilidade, são sensíveis para os tipos de íons presentes na água de irrigação.

“No caso da salinidade, a disponibilidade da água que atinge a zona radicular é comprometida pela dificuldade de absorção das plantas”. (MARQUES *et al.*, 2003, p.74-75). Nos problemas de infiltração, é reduzida a quantidade de água que atinge a zona radicular. A tolerância das plantas à concentração de sais na água de irrigação varia de espécie para espécie e também por estágio de desenvolvimento da planta, segundo os autores.

O risco potencial de salinização do solo é avaliado com base na salinidade da água de irrigação, sendo fundamental o equilíbrio adequado de sais. A salinidade da água e do extrato solúvel do solo é medida pela condutividade elétrica. A condutividade representa a concentração de íons, estando associada à concentração de sólidos totais dissolvidos e à salinidade. (MARQUES *et al.*, 2003, p.74-75)

O nível de salinidade da zona radicular tolerável pela soja (salinidade limiar), sem afetar seu rendimento, é avaliado pela condutividade do extrato de saturação do solo. A soja possui tolerância moderada, com salinidade limiar de $5,0 \text{ dS m}^{-1}$, conforme Marques *et al.* (2003, p.74-75).

Os problemas de infiltração são avaliados, em conjunto, por meio da salinidade (CE) e da sodicidade da água (RAS). A relação entre os cátions (Na: Ca: Mg) são de grande importância para avaliação da qualidade da água, sendo expressa pela razão de adsorção de sódio. (MARQUES *et al.*, 2003, p.77-78). Os autores relatam que o cálcio contribui para estabilizar os agregados e para a estrutura do solo. O sódio causa a dispersão de minerais de argila em partículas finas, o que pode ocasionar obstrução dos poros do solo. A argila dispersa pode ser acumulada ao longo do perfil do solo, impedindo o fluxo descendente da água de drenagem do solo e como consequência a redução da condutividade hidráulica. A salinidade e a sodicidade afetam a velocidade de infiltração da água no solo.

Outro problema refere-se à toxicidade específica de alguns íons, com destaque para o boro, cloretos e sódio. Entretanto, muitos oligoelementos podem ser tóxicos, mesmo em baixas concentrações. (MARQUES *et al.*, 2003, p.75)

Com o uso de esgotos sanitários na fertirrigação pode se obter uma economia de fertilizantes químicos, contudo, a combinação de economia com produtividade requer manejo adequado, pois, pode haver excesso de nutrientes na fertirrigação com esgotos sanitários, particularmente de nitrogênio, como também comprovado em vários estudos. (BAIER & FRYER, 1973, *apud* MARQUES *et al.*, 2003, p.85-86)

Florêncio *et al.* (2006, p. 210) relatam que o nitrogênio em excesso acarreta problemas potenciais agrônômicos e ambientais. Assim, para a utilização de efluente em fertirrigação deve-se preservar a oferta de nutrientes, considerando ou não a necessidade de remoção. “Diversas culturas são sensíveis ao nitrogênio em excesso, o que pode aumentar o crescimento vegetativo, retardar a maturação, provocar queda de produção e/ou de qualidade do produto”. (MARQUES *et al.*, 2003, p.86)

O pH do efluente tratado, utilizado na irrigação, normalmente não exerce efeitos significativos sobre o pH do solo, devido ao seu poder tampão (BOUWER; IDELOVITCH, 1987, *apud* FLORÊNCIO *et al.*, 2006, p. 179), porém, alguns trabalhos científicos apresentaram um aumento do pH do solo. (MARQUES *et al.*, 2003)

Monteiro (2009) e Florêncio *et al.* (2006, p. 179) citam que o esgoto tratado quando aplicado no solo pode alterar a taxa de decomposição da matéria orgânica

desse solo; aumentar o teor de fósforo, devido ao solo reter esse elemento e, elevar o teor de sódio o que pode gerar sérios problemas, como a alcalinização e salinização. O nitrato apresenta alta mobilidade no solo, o que pode levar a contaminação de águas subterrâneas e superficiais. (FLORÊNCIO *et al.*, 2006, p. 180)

O manejo químico do solo é realizado em função do conhecimento da nutrição da planta, da avaliação da fertilidade do solo e do uso eficiente de fertilizantes. (VITTI; TREVISAN, 2000)

2.4.4.6 Técnicas de Irrigação

Segundo Reichardt (1990), um bom sistema de irrigação objetiva aplicar a água no solo, de maneira que o solo seja uniformemente molhado até a mesma profundidade. Bastos (2003, p. 03) define irrigação como a aplicação de água no solo com o objetivo de atender a demanda hídrica da planta.

Como a irrigação é considerada a maior usuária de águas no país, a escolha do método de irrigação adequado é de grande importância. (DAKER, 1976, p. 10). Brega Filho e Mancuzo (2003) citam que a aplicação de esgotos tratados às culturas irrigadas pode ser realizada pelos métodos de irrigação: aspersão, sulcos e canais, inundação, gotejamento e gotejamento subsuperficial.

2.4.4.6.1 Irrigação por Aspersão

Conforme Daker (1976, p. 136), o método simula a chuva, pois a água é distribuída pelo terreno por meio de tubulações e depois pulverizada no ar, por um equipamento especial, caindo na forma de chuva artificial. Pode ser usada em qualquer tipo de solo e, praticamente para todas as culturas. O equipamento especial consiste, geralmente, em um conjunto moto-bomba, tubulações portáteis, aspersores e peças acessórias.

Os tipos de equipamentos usados podem ser fixos, semi fixos ou móveis, dependendo das características do terreno e do interesse do agricultor. Nos primeiros casos podem ser usados os tubos convencionais enterrados ou não, que elevam o custo da instalação, mas economizam em mão-de-obra nas irrigações. Nas instalações móveis, são usados os tubos leves de fácil engate, gastando-se menos material, embora consuma mais mão-de-obra nas regas.

O autor relata que o método é considerado como um dos melhores sistemas de irrigação, apresentando as seguintes vantagens: irrigação de qualquer tipo de terreno; dispensa o preparo do terreno e da construção e conservação de uma rede de canais, o que facilita os trabalhos de mecanização da cultura e permite o aproveitamento da área; o solo fica menos sujeito à erosão, sendo considerado o sistema mais eficiente do ponto de vista agrícola; fácil controle do volume de água a ser aplicado em cada rega, gastando menor volume de água; permite a aplicação de fertilizantes solúveis, bem como a aplicação noturna de água, aumentando-se o tempo de irrigação.

E como desvantagens do método o autor apresenta a necessidade de equipamento especial, o que requer alto investimento, pois é necessário mão de obra especializada, além da manutenção do equipamento; exige motores e bombas mais robustos para fornecer a pressão necessária ao funcionamento dos aspersores, o que ocasiona maior consumo de combustível; pode ocasionar má distribuição de água no terreno pois é influenciada pelo vento; pode eliminar inseticidas e fungicidas pulverizados ou polvilhados, expondo a planta ao ataque de pragas e doenças ou exigindo novas aplicações dos produtos, tendo em vista que lava o sistema aéreo do vegetal; e apresenta perda de água por evaporação, quando usada em regiões muito quentes, secas e ventosas. (DAKER, 1976, p. 137-138)

2.4.4.6.2 Irrigação por Sulcos e Canais

O método de aplicação é efetuado por gravidade, no qual o efluente é distribuído por meio de sulcos, umedecendo o terreno por infiltração. A preparação

do terreno é realizada em sulcos e canais alternados, com larguras e profundidades que variam conforme o volume do efluente a ser disposto no solo. Em terrenos planos ou ondulados o método pode ser utilizado com sucesso, porém em áreas com maior declividade, a erosão pode ocorrer. (REICHARDT, 1990)

Os espaçamentos dos sulcos são definidos pelas fileiras das plantas ou pelo equipamento utilizado na cultura. A seção transversal mais usual do sulco é a triangular, e o seu comprimento, depende dos volumes que devem ser escoados, de sua declividade, do tipo de solo, e da existência de vegetação de cobertura. É a taxa de infiltração do terreno que define o volume do efluente aplicado.

As vantagens são a facilidade da operação de distribuição do efluente e o baixo custo de execução. (PAGANINE, 2003, p. 348)

2.4.4.6.3 Irrigação por Inundação

Consiste em inundar o terreno com o efluente. Esse tipo de irrigação é aplicado a terrenos pouco ondulados ou planos, com pequenas declividades, para prevenir a erosão e depressão, que conseqüentemente aumentam a percolação profunda. O efluente escoar segundo o maior declive da superfície em uma velocidade que depende da declividade, taxa de infiltração e taxa de aplicação. (REICHARDT, 1990)

A irrigação por inundação tem como vantagem a facilidade operacional na distribuição do efluente, que permite uma grande flexibilidade aos turnos de rega; e o baixo custo de execução. Este método é indicado para culturas que suportam inundações periódicas. (PAGANINE, 2003, p. 349)

2.4.4.6.4 Irrigação por Gotejamento

Consiste na disposição de tubos com pequenos diâmetros, menor que 25 mm, com furos, ou dispositivos que permitem o gotejamento uniforme, ao longo de toda a sua extensão.

Uma das únicas desvantagens do método é o entupimento dos orifícios, por isso os tubos de menor diâmetro dependem da instalação de sistema primário de distribuição, com tubos de maior diâmetro, de bombeamento e de sistemas de filtração. As vantagens desse sistema são: redução do consumo de água de irrigação, melhoria nos regimes de rega das plantas e na produtividade, controle de doenças ligadas à umidade da parte aérea das plantas, o controle de ervas daninhas, além de melhorar a uniformidade de distribuição de água. No caso de irrigar utilizando efluentes, os riscos de exposição do agricultor são menores. (PAGANINE, 2003, p. 349-350)

2.4.5 Análise de Risco

Em relação aos riscos microbiológicos, há muita controvérsia na definição do padrão de qualidade de efluentes e no grau de tratamento dos esgotos que garantam a segurança sanitária. A aplicação da metodologia de avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM) se apresenta como uma ferramenta útil para formulação de diretrizes para o reuso de água.

“O conceito de risco, em sua perspectiva quantitativa, está relacionado a identificação e, ou caracterização de relações entre a exposição a determinados agentes e os potenciais danos causados à saúde humana.” (BASTOS; BEVILACQUA, 2006, p. 18)

Para o estabelecimento de critérios de qualidade para o uso de esgoto sanitário são reconhecidas três abordagens. A primeira é as ausências de riscos potenciais, caracterizada pela ausência de organismos indicadores e/ou, patogênicos no efluente. Esta abordagem é criticada por sua fragilidade em termos de fundamentação epidemiológica. A segunda abordagem é a medida de risco atribuível a utilização de esgotos dentre uma população exposta. Nesta abordagem buscam-se evidências epidemiológicas de associação entre a prática do reuso e a ocorrência de doenças na população e a quantificação dessa associação através de medidas de risco. Por serem estudos observacionais, podem ocorrer interferências

de uma serie de outros fatores, prejudicando a análise. (BLUMENTAL *et al.*, 2000 *apud* BASTOS; BEVILACQUA, 2006, p. 19-20)

A terceira abordagem é “a aplicação da metodologia de avaliação de risco e a definição de níveis de risco aceitáveis, ou seja, a estimativa da concentração de patógenos no efluente correspondente ao nível de risco aceitável em uma dada população.” (BASTOS; BEVILACQUA, 2006, p. 19-20)

A análise de risco tem sido incorporada nos estudos dos possíveis impactos na saúde pública decorrentes da prática do reuso e, juntamente com os estudos clássicos de epidemiologia tem proporcionado novas possibilidades de identificação e/ou, estimativa do risco atribuível a essa prática. (BASTOS; BEVILACQUA, 2006, p. 19-20)

A avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM) envolve as seguintes etapas: identificação do perigo, caracterizado pela presença de patógenos na água, a avaliação da exposição, associada ao uso intencional ou não da água, a avaliação da dose-resposta, reconhecida para um bom número de organismos patogênicos e a caracterização do risco, que envolve sua quantificação a partir de modelos matemáticos de probabilidade de infecção. (AISSE *et al.*, 2006, p.130)

Conforme Bastos; Bevilacqua (2006, p. 21-22), na primeira etapa é realizada a caracterização inicial da exposição e dos efeitos adversos com a elaboração de um modelo conceitual que descreva o bio-agente patogênico ou o ambiente de interesse, definindo população e cenários de exposição. Depois é a fase da análise, que caracteriza a exposição e os efeitos adversos à saúde humana. Por último é realizada a caracterização do risco, no qual as informações sobre o perfil da exposição e a dose-resposta são analisadas conjuntamente para o cálculo das probabilidades de infecção para um cenário de exposição de uma população a um organismo patogênico.

Dada a complexidade da exposição ao fator de risco “utilização de esgotos”, a metodologia de avaliação de risco não é de fácil aplicação. Alguns estudos sugerem que a irrigação com efluentes contendo $\leq 10^3$ coliformes termotolerantes por 100 mL resultaria em risco anual de infecções virais de 10^{-5} a 10^{-7} e o risco de cólera de 10^{-9} . (BASTOS; BEVILACQUA, 2006, *apud* SHUVAL *et al.*, 1997)

2.5 RESERVATÓRIOS

2.5.1 Função do Reservatório

Os reservatórios de distribuição são utilizados principalmente nos sistemas de abastecimento de água, mas podem ser usados para diversas finalidades. Esses reservatórios atendem os diversos tipos de consumo, conforme mostra o Quadro 14.

TIPOS DE CONSUMOS	FINALIDADE
Normal	Atendem as populações e compreendem o consumo doméstico, comercial, industrial, público e as perdas de água no sistema de distribuição.
Emergência	Compreendem as ocasiões que ocorrem à interrupção no funcionamento do sistema de abastecimento.
Populações flutuantes	Característico de cidades que em certas épocas do ano recebem grande número de pessoas.
Especial	Incluem as quantidades de água destinadas à irrigação, sistemas de resfriamento de ar ou equipamentos, a utilização em piscinas públicas ou particulares, etc.
Combate de incêndio	Volume de água previsto para o combate a incêndios, o que contribui para a proteção da vida dos habitantes.

QUADRO 14 - FINALIDADES DOS RESERVATÓRIOS DE DISTRIBUIÇÃO PARA DIFERENTES TIPOS DE CONSUMO

FONTE: Adaptado de MARTINS (1973, p. 171-172)

Os reservatórios, dependendo da sua localização, podem atender as pressões na rede, principalmente, reduzindo as variações de pressões. (TSUTIYA, 2005, p. 337)

Podem ser classificados quanto a sua localização no sistema (a montante, jusante e intermediário); quanto à localização no terreno (enterrados, semi-enterrados, elevados); quanto a sua forma (retangular, circular, entre outros) e; quanto ao material de construção (alvenaria, aço, concreto armado, em terra com paredes revestidas, entre outros). (MARTINS, 1973, p. 172-173 e MARTINS 1976, p. 427-430)

2.5.2 Capacidade dos Reservatórios

O cálculo do volume útil do reservatório pode ser realizado quando se dispõe da curva de consumo e, também, quando não se dispõe desta curva. O método utilizado no trabalho é baseado na curva de consumo, pois conhecendo esta curva, o volume útil é calculado considerando a adução contínua ou intermitente ao reservatório. (TSUTIYA, 2005, p. 352)

No caso de adução contínua, vazão constante durante as 24 horas do dia, considera-se a adução para o dia de maior consumo. O volume de reservação pode ser determinado por métodos gráficos ou através da fórmula 30. (TSUTIYA, 2005, p. 352)

$$V_r = \int_{t_2}^{t_1} q dt - \bar{q}(t_2 - t_1) \quad (30)$$

Onde:

V_r = Volume de reservação;

q = vazão consumida;

\bar{q} = vazão média do dia;

t_2 = instante em que o consumo é menor que a vazão fornecida;

t_1 = instante em que o consumo é maior que a vazão fornecida.

A Figura 6 apresenta a curva de consumo de um setor de abastecimento. Cada dia representa uma curva de consumo, supondo que a figura mostre o consumo nos dias de grande solicitação de água, em particular, daquele mais desfavorável. A reta de adução com vazão constante representa a vazão média de consumo no dia mais desfavorável. Observa-se no tempo t_1 , que a vazão de consumo começa ultrapassar a vazão de adução, de forma que o reservatório começa a esvaziar, terminando no tempo t_2 . (TSUTIYA, 2005, p. 352; MARTINS, 1976, p. 433)

Entre os instantes t_2 e 24 horas e 24 horas e t_1 , a adução é maior que o consumo e o reservatório acumula a água em excesso para cedê-la ao setor no intervalo de tempo t_1 a t_2 , complementando a adução. Na Figura 6 as áreas marcadas com sinal positivo representam os saldos de adução e as áreas com sinal negativo representam os déficits. Ambas as áreas são iguais e cada uma delas apresenta a capacidade mínima do reservatório para atender o consumo normal de um setor no dia de consumo extremo. (TSUTIYA, 2005, p. 352; MARTINS, 1976, p. 433)

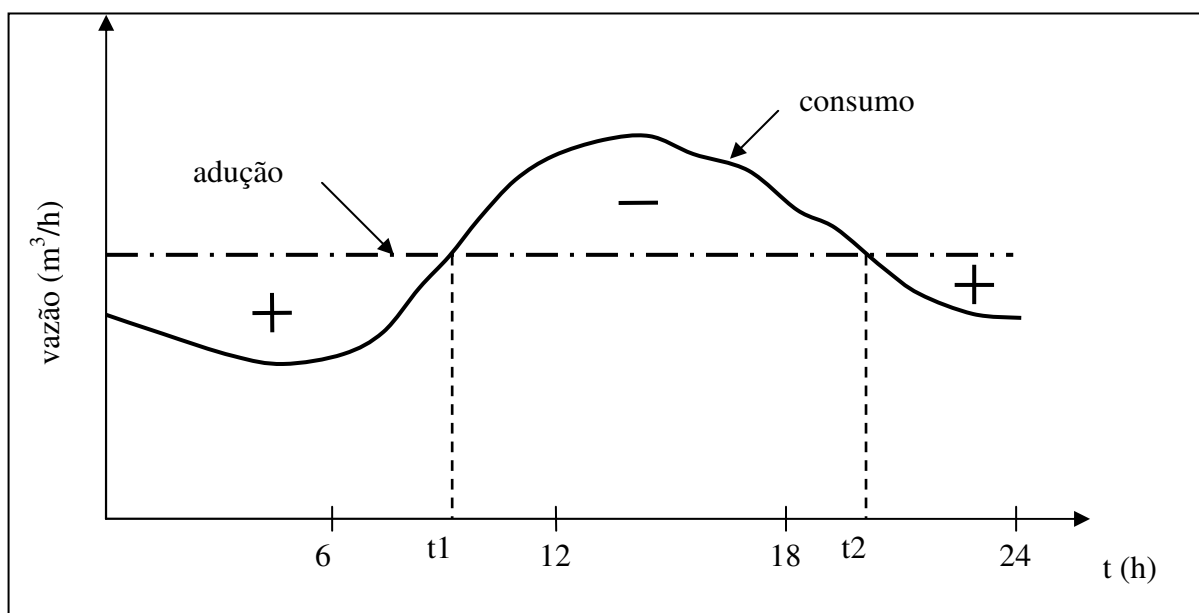


FIGURA 6 - CURVA DE CONSUMO E ADUÇÃO CONTÍNUA

FONTE: Adaptado de TSUTIYA (2005, p. 358); MARTINS (1976, p. 434)

2.5.3 Método de RIPPL

O método gráfico dos volumes acumulados, apresentado na Figura 7, determina o volume de reservação através do diagrama de massas ou diagrama de Rippl. No diagrama, a reta da adução acumulada corresponde a uma vazão constante e a curva representa o consumo acumulado da cidade durante 24 horas do dia de consumo máximo. A curva e a reta possuem as mesmas extremidades.

Traçando tangentes a curva, nos pontos de máximo e mínimo relativos, paralelas a reta de adução e determinando-se a distância entre duas tangentes traçando uma reta paralela ao eixo das ordenadas, determina-se a capacidade mínima do reservatório. (MARTINS, 1976, p. 435)

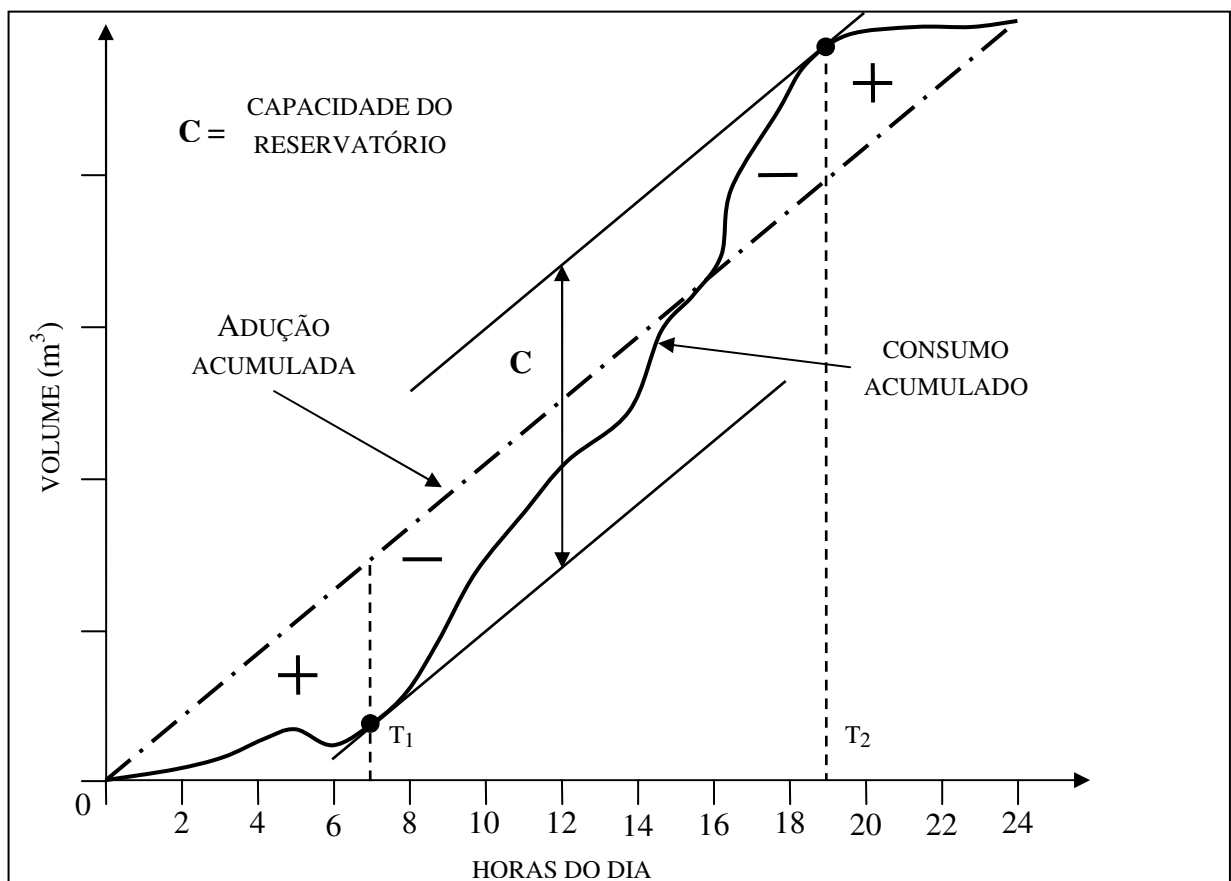


FIGURA 7 - DIAGRAMA DE MASSAS PARA DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE DO RESERVATÓRIO COM ADUÇÃO CONTÍNUA

FONTE: Adaptado de TSUTIYA (2005, p. 359)

2.5.4 Outros Métodos para Dimensionamento de Reservatórios

O déficit máximo de volume obtido para um ano crítico de estiagem e associado a um período de retorno fixado, determina a capacidade útil do reservatório de regularização. O déficit é definido em volume de água no ano (i) e no mês (j) como sendo o volume necessário para atingir o nível máximo normal no reservatório, conforme a fórmula 31, que expressa a continuidade limitada ao valor mínimo do déficit igual a zero quando o reservatório está cheio.

$$D_{i,j} = C_j \cdot \text{máx} [0; D_{i,j-1} + Q_r - Q_{i,j}] \quad (31)$$

Sendo:

$C_j = 8,64 \cdot 10^4 \cdot d_j$;

d_j = número de dias do intervalo do tempo j;

Q_r = vazão regularizada.

Pode ser realizada a regularização da vazão anual ou plurianual. Para a regularização anual admite-se que o reservatório se enche durante o período úmido. Já para a regularização plurianual, o reservatório poderá não atingir sua capacidade máxima nos períodos úmidos, durante certo número de anos de baixa pluviosidade.

Dispondo de N anos de vazões mensais, pode-se construir um modelo de simulação de vazões a fim de gerar uma sequência de T anos de vazões médias mensais. Com esta sequência, pelo cálculo dos déficits mensais, obtém a capacidade do reservatório associada a um período de retorno igual a T anos ($T=N$).

A demanda de água para abastecimento de água ou geração de energia elétrica, por exemplo, pode ser alterável a cada mês, sendo uma variável $Q_{r,j}$, determinística ou probabilística. Neste caso, para determinar os déficits, deve ser considerado duas sequências de dados ou de valores gerados, a das vazões afluentes e da demanda. (RIGUETTO, 1998, p. 450-453)

Segundo o mesmo autor, técnicas de otimização são utilizadas para determinar a capacidade de um reservatório, sobretudo quando várias restrições são atribuídas para o volume útil do reservatório e para os volumes liberados ao longo dos intervalos de tempo. “No caso de se buscar a capacidade mínima do reservatório, que atenda as restrições de armazenamento e de operação, pode-se

utilizar com certa facilidade algoritmos de programação linear, desde que o problema seja expresso por um sistema de inequações lineares”. (RIGUETTO, 1998, p. 453)

Geralmente, o uso da água armazenada em um reservatório não é alocada deterministicamente, de modo a atender as demandas solicitadas ao longo dos meses ou intervalos de tempo. Portanto, a água armazenada no reservatório não é suficiente para atender a demanda ao longo do ano.

Desse modo, objetiva-se construir um reservatório com dimensões que minimizem custos e atenda a demanda solicitada dentro das faixas de garantia de liberação de volumes. “Esta faixa pode ser determinada por formulação determinística, por simulação dos volumes afluentes, ou por formulação probabilística, na qual são oferecidas probabilidades de sucesso ou insucesso com relação a restrição do sistema.” (LOUCKS & DORFMAN, 1973, *apud* RIGUETTO, 1998, p. 453)

2.6 RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO

Apesar da vazão efluente de uma estação de tratamento de esgotos ser, aproximadamente, constante ao longo dos meses do ano, a demanda hídrica para irrigação de culturas agrícolas varia, acentuadamente, conforme a estação climática. Assim aconteceria um desperdício de águas residuárias tratadas na estação chuvosa, caso o efluente da estação estivesse sendo utilizado para irrigação.

Para minimizar tal desperdício, no início dos anos 70, autoridades israelitas começaram a armazenar os efluentes na época da estação chuvosa em grandes reservatórios. O propósito original de tais reservatórios era apenas o armazenamento das águas residuárias, tanto já tratadas como brutas. No entanto, logo foi percebido que os esgotos assim armazenados sofriam certo grau de tratamento e, dessa forma, tais reservatórios foram chamados de Reservatórios de Estabilização. (JUANICO e SHELEF, 1991)

Os climas mediterrâneos são chuvosos no inverno e secos no verão. Um reservatório para armazenar os efluentes é decisivo se todo efluente é utilizado na irrigação. A combinação do fluxo contínuo de entrada e o fluxo descontínuo de saída

determinam o ciclo anual deste tipo de reservatório, que enche durante o inverno e esvazia durante o verão, como ilustrado na Figura 8. Os reservatórios permitem uma operação flexível do sistema, otimizam o uso da água, aumentam a área agrícola que pode ser irrigada e liberam efluentes com qualidade alta e confiável. (JUANICÓ, 1999, p. 61)

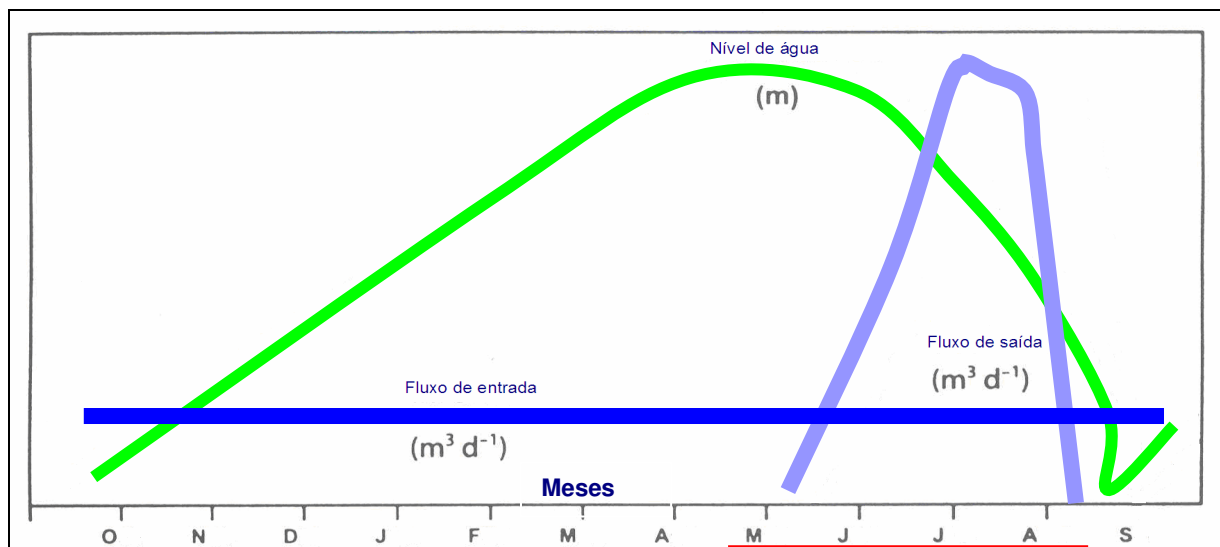


FIGURA 8 - TÍPICO CICLO ANUAL DE FLUXO CONTÍNUO EM UM RESERVATÓRIO DE EFLUENTES EM ISRAEL

FONTE: Adaptado de JUANICO; DOR (1999, p. 62)

NOTA: Em vermelho está a época de irrigação.

Metcalf & Eddy (2003, p. 1391-1401) relatam que devido às altas exigências das normas restritivas de despejo de efluentes em córregos e rios, muitas comunidades estão se movendo em direção a aplicação do efluente tratado no solo, com o objetivo de “descarga zero” nos corpos d'água. Em alguns locais, os efluentes tratados são armazenados durante os meses de verão, devido às condições de baixa vazão nos rios e, descarregada durante os meses de inverno, quando há aumento de vazão. No sul do Brasil, ocorre ao contrário, pois chove com maior intensidade no verão do que no inverno, assim, o armazenamento deve ocorrer entre os meses de maio a novembro.

Conforme Athayde Júnior; Silva; Oliveira; (1998), os reservatórios de estabilização são “grandes corpos aquáticos artificiais onde esgotos brutos ou

parcialmente tratados são armazenados e tratados durante toda a estação chuvosa para posterior utilização na irrigação quando da estação seca”.

Estas unidades de processamento e armazenamento de águas residuárias também podem ser aplicadas em outras situações, como:

- a) áreas costeiras: o esgoto é armazenado no verão, a fim de evitar a contaminação das praias durante a época turística. No final do verão, quando há diminuição dos turistas nas praias, o efluente pode ser descarregado no mar. Enquanto os efluentes ficam armazenados no verão, há uma melhora na qualidade microbiológica do efluente;
- b) recuperação de rios (I): o esgoto é armazenado durante a estação seca, quando os rios têm pouca ou quase nenhuma vazão. O efluente é descarregado a partir do reservatório para o rio na época das chuvas, quando a vazão é elevada, resultando em uma diluição máxima e um mínimo impacto ambiental;
- c) recuperação de rios (II): o esgoto é armazenado durante o período chuvoso, quando o fluxo é elevado. O efluente é descarregado a partir do reservatório para o rio durante o período seco como um substituto para a água original. Isso impede a destruição total do ecossistema aquático nos rios, cujas fontes foram totalmente capturados para outros fins;
- d) outros usos. (JUANICÓ, 2010)

Os reservatórios podem ser abertos ou fechados. Os principais problemas em reservatórios abertos são a liberação de odores, principalmente o sulfeto de hidrogênio; a estratificação de temperatura; a perda de cloro residual; a baixa concentração de oxigênio dissolvido, resultando em odores e morte de peixes; o excesso de algas e fitoplâncton; o alto nível de cor e turbidez, o crescimento de microorganismos e a deterioração da qualidade da água devido a populações de aves e roedores. Em reservatórios fechados os principais problemas são a liberação de odores, principalmente o sulfeto de hidrogênio; a perda de cloro residual, a estagnação e o crescimento de microorganismos.

Com o intuito de evitar alguns problemas mencionados e promover o oxigênio e a desestratificação, uma variedade de sistemas de aeração podem ser usados em reservatórios abertos. O crescimento de plâncton nos reservatórios pode

ser controlado aplicando sulfato de cobre ou algicidas. Em reservatórios fechados as estratégias de gestão eficazes incluem a recirculação do conteúdo do tanque de armazenamento, adicionar cloro para manter um residual. Além da utilização de dispositivos de aeração e bombas para promover a circulação, a entrada da tubulação pode ser configurada para promover a circulação. (METCALF & EDDY, 2003, p. 1391-1401)

Conforme, Juanicó, (1999, p. 61-62), existem duas principais diferenças entre o projeto de reservatórios de águas residuárias e o projeto clássico de reservatórios de águas residuárias, como lagoas de estabilização ou lodo ativado, as quais são:

- a) reservatórios de águas residuárias são reatores de regime não estacionário. A maioria dos tratamentos biológicos são reatores de regime estacionário, com um volume fixo, ou seja, no reator a entrada e a saída diária de efluentes é a mesma. Ainda se for considerada as diferenças entre a quantidade e qualidade do esgoto que entra no reator diariamente e nos fins de semana, esta diferença é tão pequena com relação à eficiência do reator que pode-se afirmar que é um regime estacionário. Essa afirmação da condição de regime estacionário permite o uso de soluções analíticas simples para taxas cinéticas no desenho do processo dos reatores. Por outro lado, os reservatórios de águas residuárias compartilham com reatores de batelada sequenciais, na categoria de reatores não estacionários, cuja concepção do processo necessita de fórmulas especiais, as quais não podem ser resolvidas por processos analíticos, mas por meio de modelagens numéricas (JUANICÓ; FIEDLER, 1994 *apud* JUANICÓ, 1999, p. 61-62).
- b) o projeto dos reservatórios de águas residuárias inclui elementos limnológicos. Os reservatórios de águas residuárias pertencem à categoria “extensiva” ou “natural” de sistemas de tratamento de águas residuárias, junto com lagoas de estabilização, *wetlands* e outros. Todos esses sistemas são grandes, mas reservatórios de águas residuárias são maiores ainda, com volumes de 50.000 m³ a 12 milhões de m³, em consequência os reservatórios se comportam não

como reatores químicos, mas sim como unidades limnológicas (lagos, reservatórios de abastecimento de água, e outros grandes corpos hídricos). Muitos dos elementos limnológicos afetam o comportamento dos reservatórios, como a evaporação, radiação solar, estratificação, ventos, ondas, correntes, marés, sedimentação das partículas e organismos vivos. O gerenciamento da qualidade de água nas unidades limnológicas é baseado em diferentes conceitos e ferramentas que já foram usadas para controle de reatores químicos; esse ponto deve ser levado em consideração no projeto. (JUANICÓ, 1999, p. 61-62)

O Quadro 15 apresenta as principais diferenças entre as lagoas de estabilização, lagoas de polimento e reservatórios profundos.

PARÂMETRO	LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO	LAGOA DE POLIMENTO	RESERVATÓRIO PROFUNDO
Afluente	Esgoto bruto	Esgoto digerido	Esgoto digerido ou bruto
Principal Objetivo	Remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão	Remoção de patógenos e/ou nutrientes	Remoção de patógenos; melhora a qualidade do efluente
Configuração	Lagoa em série (LA+LF+LM)	Lagoa unitária, em série ou paralelo (LP)	Lagoa unitária, em série ou paralelo
Lodo no Fundo	Acumulação rápida (250 mg/L)*	Acumulação lenta (70 mg/L)*	Acumulação lenta
Área necessária	Muito grande (cerca de 3m ² /hab)	Considerável (cerca de 1 a 2 m ² /hab)	Muito grande quando único e considerável quando recebe efluente de pós-tratamento
Regime de Escoamento Desejável	Mistura completa	Tubular	Mistura completa
Odor	Mau e ocasionalmente terrível	Isento	Mau quando recebe efluente bruto e isento quando recebe efluente de pós-tratamento
Remoção de Nutrientes	Baixa	Elevada de nitrogênio e fósforo factível sob condições favoráveis	Podem promover tanto a mineralização como a conservação de nutrientes
Área de Aplicação	Longe de regiões urbanas	Proximidade da população não é problema	Proximidade da população não é problema
Sistema de Tratamento	Centralizado	Setorizado (são possíveis vários sistemas de tratamento em uma cidade)	Setorizado (são possíveis vários sistemas de tratamento em uma cidade)

QUADRO 15 - PRINCIPAIS DIFERENÇAS ENTRE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO E LAGOAS DE POLIMENTO

FONTE: ABELIOVICH; KAPLAN (1999); FRIEDLER (1999); GONÇALVES (1999); JUANICÓ (1999); CAVALCANTI (2000) *apud* CAVALCANTI *et al.* (2001, p. 109)

NOTA: * Tempo de limpeza: 3 a 5 anos (LA) e 15 a 25 anos (LP).

Os reservatórios de armazenamento de águas residuárias são considerados "verdes", pois os processos de purificação que ocorrem dentro destes reservatórios são naturais, decorrente da radiação solar utilizada. A intensidade de radiação solar influencia a temperatura da massa líquida, fazendo com que a degradação da matéria orgânica por bactérias heterotróficas ocorra mais rapidamente, e também conduz a atividade fotossintética das algas, que ocasiona a elevação do pH e a concentração de oxigênio dissolvido.

As micro-algas produzem a maior parte do oxigênio exigida pelos processos de degradação. Assim, os reservatórios profundos com uma pequena proporção área/volume têm pior fornecimento de oxigênio do que corpos de águas mais rasos. Para manter condições aeróbias nos reservatórios profundos podem ser utilizados aeradores e/ou misturadores ou é exigido menores cargas orgânicas superficiais. (FRIEDLER, 1999, p. 113-124)

Nos reservatórios de estabilização, existem dezenas, até centenas de espécies diferentes de organismos, porém, estudos demonstram que, para descrever os principais processos que ocorrem no reservatório não é necessário apresentar cada espécie separadamente. Assim, as espécies foram agrupadas em células, uma para cada grupo funcional, como as algas, bactérias indicadoras, zooplâncton e matéria orgânica.

A representação do reservatório como um ecossistema aquático não é sofisticado e a recíproca relação entre as variáveis de qualidade de água é descrito na Figura 09. Há várias fórmulas que governam os processos biológicos que ocorrem dentro do reservatório e nos sedimentos. (FRIEDLER, 1999, p. 119-124)

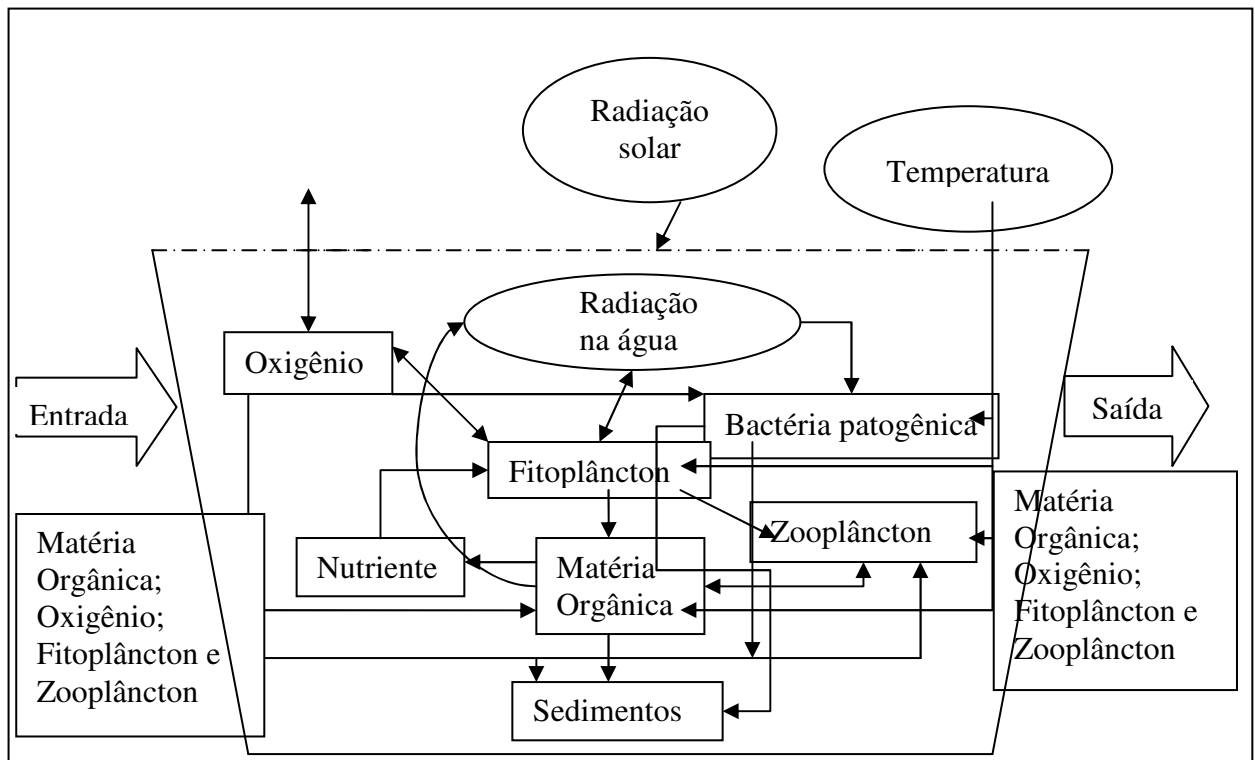


FIGURA 9 - INTERAÇÕES ENTRE AS VARIÁVEIS DO RESERVATÓRIO

FONTE: Adaptado de FRIEDLER (1999, p. 118)

Segundo Von Sperling (1996, p. 29), o desempenho da lagoa profunda é mais estável e é menos afetado pela condição ambiental, produzindo um efluente com qualidade mais uniforme durante o ano. O mesmo autor afirma que também há um maior volume de armazenamento do lodo e que o tempo para estabilizar a matéria orgânica é maior. Nessas lagoas profundas, o risco de mau cheiro é reduzido, pois a camada aeróbia oxida química e bioquimicamente o gás sulfídrico gerado na decomposição anaeróbia.

Os reservatórios profundos são projetados para remover DBO, DQO, detergentes e outros contaminantes em uma ordem de magnitude (90%) e coliformes fecais em cinco ordens de magnitude (99,999%), sem cloração, conforme Juanicó (2010). O Quadro 16 apresenta algumas eficiências encontradas por diversos autores para o regime de fluxo contínuo e batelada.

PARÂMETRO	FLUXO CONTÍNUO	BATELADA (30 A 50 DIAS EM REPOUSO)	FONTE
DBO	70 %	90 %	Juanicó & Shelef (1991) Soler <i>et al.</i> (1991)
COD	50 %	80 - 90 %	Juanicó & Shelef (1994)
Detergentes	50 %	90 %	Juanicó & Shelef (1991) Juanicó & Shelef (1994)
Nitrogênio	-	70 % – 80 % ⁽¹⁾	Juanicó (1999) Avnimelech (1999)
Fósforo	< 30 %	60 % – 85 % ⁽¹⁾	Bahri <i>et al.</i> (2000)
		10 - 30 %	Sala <i>et al.</i> (1994) Araujo <i>et al.</i> (2000) (experimental)
Coliformes fecais	90 - 99 %	99,99 % (total)	Kott <i>et al.</i> (1978) Felgner & Sandring (1983) (experimental) Juanicó & Shelef (1991) Juanicó & Shelef (1994) Liran <i>et al.</i> (1994) Indelicato <i>et al.</i> (1996) Athayde <i>et al.</i> (2000) (experimental)
<i>Streptococcus e Clostridium</i>	-	total	Berná <i>et al.</i> (1986)
<i>Giardia e Cryptosporidium</i>	-	99,99 %	Nasser <i>et al.</i> (2000)
Ovos neumatóides	-	total	Kouraa <i>et al.</i> (2002) Barbagallo <i>et al.</i> (2002)
Metais pesados	Concentração em águas não poluídas	Concentração em águas não poluídas	Juanicó <i>et al.</i> (1995)
Micro poluentes orgânicos: - Ftalatos - Alquilfenol - Alquil benzenos - Hidrocarbonetos	60 – 75 % ⁽²⁾	-	Muszkat (1999)

QUADRO 16 - RESERVATÓRIOS DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS, EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO POR FLUXO CONTÍNUO E BATELADA

FONTE: JUANICÓ (2010)

NOTA: ⁽¹⁾ Dados de Juanicó e Avnimelech são de duas séries de reservatórios profundos, operados como reatores de fluxo contínuo, mas com períodos curtos de operação em batelada. Os dados de Bahri são para reservatórios superficiais.

⁽²⁾ Solos irrigados com efluentes dos reservatórios não apresentam acumulação no estudo de micro poluentes orgânicos.

Todos os resultados são em escala real, exceto aqueles citados como experimental.

2.6.1 Regimes Operacionais

Os Reservatórios de Estabilização são geralmente operados num ciclo de enchimento-reposo-uso que compreende três fases. A primeira fase é a de enchimento, período em que o reservatório apenas recebe esgoto; a segunda fase é a de repouso, período em que o reservatório nem recebe esgoto nem fornece efluente e; a ultima fase é a de esvaziamento, período em que o reservatório apenas fornece efluente.

Os regimes básicos operacionais dos reservatórios de estabilização podem ser de fluxo contínuo, de batelada simples, de batelada sequencial e sistema híbrido de lagoas, conforme Athayde Júnior; Silva; Athayde (2001).

No regime de fluxo contínuo, o reservatório recebe esgoto parcialmente tratado durante todo o ano (a fase de repouso não existe). Esta é a prática mais comum em Israel e, na qual o efluente geralmente não atinge os padrões para irrigação irrestrita.

No regime de batelada simples o reservatório para de receber esgoto um tempo antes do período de irrigação, isto é, o esgoto permanece em uma fase de repouso. Com isso, há uma maior qualidade microbiológica ao esgoto, porém ocorre o desperdício do esgoto afluente disponível que poderia ser armazenado.

No regime de batelada sequencial, um grupo de reservatórios recebe efluentes durante todo o ano, mas um dos reservatórios para de receber esgoto antes de começar a fornecer efluente para irrigação, o que resulta em uma melhora na qualidade bacteriológica. Quando o primeiro reservatório entra na fase de repouso, um segundo entra na fase de enchimento e assim por diante, de forma que o esgoto de todo o ano é reutilizado. Mara e Pearson (1992) *apud* Athayde Júnior; Silva; Athayde (2001) propuseram este regime de forma que o aproveitamento da água residuária fosse maximizado e para atingir os padrões da OMS para irrigação irrestrita.

No sistema híbrido de lagoas, o esgoto é tratado em lagoas anaeróbias e facultativas (e em lagoa de maturação dependendo do número de ovos de helmintos presentes no esgoto bruto) e o efluente pode ser usado para irrigação restrita.

O efluente do sistema de lagoas de estabilização é estocado em um reservatório operado em regime de batelada simples na estação chuvosa. Quando o número de coliformes fecais está abaixo de 10^3 CF/100 mL, o efluente do reservatório pode ser utilizado para irrigação irrestrita. Este regime operacional, proposto por Mara *et al.* (1996) *apud* Athayde Júnior; Silva; Athayde (2001) deve ser especialmente considerado no caso de irrigação de culturas incluídas tanto nas categorias de irrigação restrita como irrestrita.

O sistema pode ser modificado quando for utilizado apenas para irrigação irrestrita. Athayde Júnior (1999) *apud* Athayde Júnior; Silva; Athayde (2001), propôs o tratamento de esgoto numa série de lagoas de estabilização até atingir o valor de 10^3 UFC/100 mL, então o efluente é descarregado em um reservatório de fluxo contínuo. Neste caso, o reservatório funciona mais como estocagem, porém oferece algum tratamento adicional ao efluente das lagoas de estabilização.

Segundo JUANICÓ (1999, p. 63), a entrada contínua ou descontínua de água residuária para o reservatório e, a saída contínua ou descontínua de efluentes do reservatório, são os dois principais parâmetros operacionais que afetam o desempenho geral dos reservatórios. Regimes operacionais podem combinar diferentes possibilidades de entradas e saídas no reservatório.

Reservatórios de estabilização podem ser descritos como sistemas acumulativos com uma descarga relativamente curta, pertencentes à categoria ampla que Levenspiel (1972) *apud* Juanicó (1999, p. 67), denomina como reatores semi-batelada. A distribuição do tempo de detenção, a carga hidráulica volumétrica, e a carga orgânica superficial, mudam durante o ano em função das mudanças na taxa do fluxo de entrada e saída, nível de água, área e volume do reservatório.

A mistura hidráulica em reservatórios de estabilização foi estudada usando traçadores. Argaman *et al.* (1988) *apud* Juanicó (1999, p. 67) usaram rodamina B para estudar reservatórios em Kishon (6 milhões m^3 cada) e Moreno *et al.* (1988) *apud* Juanicó (1999, p. 67) usaram água tridestilada. Em ambos os casos foram concluídos que os reservatórios estavam perfeitamente misturados ou perto disso.

O tempo médio de maturação, ou o tempo de detenção hidráulica, dos efluentes para um regime estacionário é a divisão do volume em m^3 pela vazão (m^3/d). Porém esta fórmula não é aplicada para o regime não estacionário. Juanicó e

Friedler (1994) *apud* Juanicó (1999, p. 68), desenvolveram a fórmula 32 para estes regimes hidráulicos.

No final de um determinado dia d , quando não há saída de efluente no reservatório, sob a suposição de mistura perfeita, é utilizada a seguinte fórmula:

$$MRT_d = [(MRT_{d-1} + 1) V_{d-1}] + (0,5 IN_d) / V_{d-1} + IN_d \quad (32)$$

Onde:

d = tempo, em dias, numericamente igual ao índice de PEF $_d$;

MRT = tempo médio de maturação no reservatório (d);

V = volume de efluentes dentro do reservatório (m^3);

IN_d = vazão que entra no reservatório durante o dia (m^3).

O tempo médio de maturação (MRT) no dia anterior é necessário para a fórmula 32, de modo que o cálculo deve ser iniciado quando o reservatório está vazio e MRT é zero no final da temporada de irrigação do ano anterior. O cálculo é realizado com dados diários de volume e entrada, pois o sistema não está em regime estacionário. Quando a saída do efluente ocorrer, a fórmula 32 introduz um pequeno erro no cálculo do MRT , devido a um dia que passou, enquanto as alterações no fluxo de entrada, saída e volume são contínuas.

A porcentagem do efluente fresco (PFE) dentro de um reservatório é a pequena fração de efluentes, com um tempo de residência relativamente curto dentro do reservatório (efluentes frescos), expressa em porcentagem do volume total de efluentes dentro do reservatório. As análises de diversos reservatórios indicam que o funcionamento hidráulico do reservatório é o principal fator a influenciar o comportamento de reservatórios e qualidade da água (mais importante do que as mudanças sazonais na temperatura e radiação solar) e que o PEF é o parâmetro que melhor representa o funcionamento hidráulico do reservatório.

Para Athayde Júnior; Silva; Oliveira (1998), a porcentagem do efluente fresco é a porcentagem do líquido em volume, que possui dias ou menos dias no interior do reservatório, enquanto que o tempo médio de maturação é a média da idade do líquido no reservatório.

A concentração de matéria orgânica nos efluentes dos reservatórios está intimamente relacionada com PFE $_{30}$ e PFE $_{10}$ (a DBO nos efluentes provenientes do reservatório é afetada pela quantidade e qualidade dos efluentes introduzidos no

reservatório durante os últimos 30 ou 10 dias). Já a concentração de coliformes fecais no efluente de reservatórios é mais relatada em PEF_5 e PFE_1 (a quantidade e qualidade do efluente introduzido no reservatório durante os últimos 5 dias ou 1 dia. A razão pela diferença é que a taxa de decaimento dos coliformes fecais é muito maior do que a taxa de degradação da matéria orgânica) (JUANICÓ, 1999, p. 68)

Em um trabalho experimental realizado por Athayde Júnior; Silva; Oliveira (1998) sobre a remoção de coliformes fecais e ovos neumatóides em reservatórios de estabilização, observou-se que as concentrações de coliformes fecais estiveram mais relacionadas aos parâmetros operacionais do que a ambientais. O decaimento de coliformes fecais foi praticamente nulo durante a fase do enchimento, no entanto na fase de repouso ocorreu uma acentuada mudança. A fase de enchimento deve ser a mais curta possível e ser limitada por uma carga orgânica que não cause maus odores.

Conforme Athayde Júnior; Silva; Oliveira (1998), o tempo médio de maturação para que os efluentes do reservatório de estabilização, alimentados com efluentes de lagoas anaeróbias, possam ser reutilizados na irrigação irrestrita é de aproximadamente 40 dias. Adicionando este período ao tempo de esvaziamento, é encontrado o tempo do ciclo enchimento-repouso-reuso do reservatório e, então calculada a melhor combinação número-volume.

Estudos realizados por Fattal *et al.* (1993); Liran *et al.* (1994) and Goldberg (1994) *apud* Juanicó (1999, p. 73), sobre os parâmetros que afetam o decaimento de coliformes fecais em reservatórios de água residuária, relatam que o decaimento bacteriano está ligado à atividade fotossintética. A taxa de mortandade é maior no verão que no inverno, devido à maior fotossíntese, que é função da radiação solar e temperatura da água. Estes resultados concordam com aqueles de Curtis *et al.* (1992) *apud* Juanicó (1999, p. 73), no qual identificaram que a produção de oxigênio está associada a valores elevados de pH, como os principais parâmetros do decaimento bacteriano nas lagoas de estabilização.

Liran *et al.* (1994) *apud* Juanicó (1999, p. 73-74), encontraram que a remoção de coliformes fecais nos reservatórios está relacionada às mudanças, ao longo do ano, dos parâmetros operacionais do reservatório, como as taxas de entrada/saída e volume. Existem também grandes diferenças na eficiência de remoção de coliformes entre o epilímnio e o hipolímnio.

A remoção de coliformes é alta no epilímnio do reservatório, caracterizado por altos valores de pH gerado pela fotossíntese. Quando o reservatório é operado como um reator de fluxo contínuo, a remoção de coliformes no epilímnio está relacionada principalmente à porcentagem de efluentes frescos com cinco dias ou menos dentro do reservatório. A remoção de coliformes é baixa no hipolímnio do reservatório, pois não há fotossíntese e são baixos os valores de pH. (JUANICÓ, 1999, p. 74)

Há pouca literatura sobre os reservatórios de estabilização e existe polêmica em relação ao desempenho da remoção de bactérias fecais. Juanicó; Shelef (1991) *apud* Athayde Júnior; Silva; Oliveira (1998), defendem que a porcentagem do efluente fresco e o tempo médio de maturação são de maior importância do que os parâmetros ambientais. Fattal *et al.* (1993) e Liral *et al.* (1994) *apud* Athayde Júnior; Silva; Oliveira (1998) encontraram correlação significativa entre parâmetros físico-químicos e a concentração de microorganismos patogênicos.

Para uma vazão constante de alimentação e admitindo-se mistura completa, o PEF e o MRT, podem ser calculados pelas expressões apresentadas no Quadro 17, segundo, Athayde Júnior; Silva; Oliveira (1998).

FASE DE ENCHIMENTO	FASE DE REPOUSO
$PEF_d = \frac{100d}{t} \quad (33)$	$PEF_d = 100 - \frac{100(t - d)}{IN} \quad (34)$
$MRT = 0,5t \quad (35)$	$MRT = t - 0,5IN \quad (36)$

QUADRO 17 - FÓRMULAS PARA CÁLCULO DA PEF E DO MRT EM RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO

FONTE: Adaptado de Athayde Júnior; Silva; Oliveira (1998)

NOTA: d = tempo em dias, numericamente igual ao índice de PEF;
t = tempo, em dias, a partir do início do enchimento;
IN = tempo de enchimento.

O PFE melhor descreve o desempenho do reator do que o MRT. Enquanto o MRT baseia-se em todo o tempo de distribuição hidráulica, o PFE baseia-se

somente em uma pequena porção do efluente fresco, o qual determina atualmente o desempenho do reator.

As altas taxas de reações, como as de coliformes fecais, correlacionam melhor com o PFE de poucos dias, enquanto baixas taxas de reações são melhores relacionadas com o PFE de mais dias. (JUANICÓ; FRIEDLER, 1999, p. 85-87)

O nitrato e o nitrito podem estar presentes e serem acumulados nos reservatórios somente se efluentes de boa qualidade forem reservados, mantendo assim a transparência e condições aeróbias em toda a coluna de água. Caso contrário, qualquer nitrito ou nitrato gerado será rapidamente consumido pela respiração quando o oxigênio se esgota. (ABELIOVICH; KAPLAN, 1999, p. 159)

Segundo os autores, o comportamento físico dos reservatórios é semelhante aos pequenos lagos. Durante o verão, quando a água fica turva, devido ao desenvolvimento maciço da população de algas, um estável termoclima separa e impermeabiliza uma camada superior de água quente a partir de uma camada inferior refrigerada de água. Quando um termoclima é estabelecido, a água das camadas superiores e inferiores são muito diferentes quimicamente e biologicamente.

Durante o inverno, as baixas temperaturas noturnas induzem a uma mistura total das camadas de água superiores e inferiores. Ao mesmo tempo, a temperatura baixa do inverno também reduz as taxas de todas as atividades biológicas, e em particular a taxa de nitrificação, que, diminui a uma temperatura inferior de 17°C. (ABELIOVICH; KAPLAN, 1999, p. 159)

Para verificar a remoção de fósforo em reservatórios profundos, Araujo et al., (1998), realizaram dois experimentos em um reservatório de escala piloto (6,5 m de profundidade, 15,25 m de diâmetro e um volume útil de 1182 m³), com ciclos de enchimento-reposo-esvaziamento. O reservatório era alimentado com o efluente de uma lagoa anaeróbia. O primeiro experimento encheu o reservatório em 34 d e no segundo experimento o mesmo foi enchido em 18 d. Depois de cheio, o reservatório permaneceu em repouso até atingir a concentração de coliformes fecais de 100 UFC/100 mL.

O estudo concluiu que o reservatório de estabilização não favoreceu a remoção, nem a manutenção de fósforo e, até ocorreu aumento nas concentrações de fósforo, isto é uma vantagem quando os efluentes forem utilizados na irrigação.

2.6.2 Carga Orgânica Superficial

A relação entre a carga orgânica e o regime de oxigênio no reservatório é mais complicada do que o tratamento convencional de lagoas de estabilização, devido a dois principais fatores:

- a) o efeito cumulativo de água residuária entrando em um reator que muda de volume. Por exemplo: não tem o mesmo efeito encher o reservatório com efluentes de $\text{DBO} = 160 \text{ mg/L}$ durante os quatro meses de inverno (baixas temperaturas e pouca radiação solar em um reservatório de volume crescente) e, em seguida, com $\text{DBO} = 40 \text{ mg/L}$ durante os quatro meses de verão (altas temperaturas e muita radiação solar em um reservatório de diminuição do volume), do que o contrário ($\text{DBO} = 40 \text{ mg/L}$ inverno e 160 mg/L durante o verão).
- b) quanto mais profundo o reservatório, menor a carga orgânica superficial que pode suportar, sem desenvolver condições anaeróbias. Oxigênio dissolvido em reservatórios é fornecido pela atividade fotossintética de algas e de difusão de oxigênio atmosférico. Assim, quanto mais profundo o reservatório, com uma pequena proporção área/volume, pior o fornecimento de oxigênio. Além disso, os reservatórios têm um grande hipolímnio anaeróbio com alta demanda de oxigênio. Os reservatórios profundos exigem carga orgânica superficial baixa ou a utilização de aeradores e/ou misturadores para manter condições aeróbias. (JUANICÓ, 1999, p. 78)

Outro fator que afeta a carga admissível ao reservatório é a qualidade da entrada de água residuária. Água residuária, com $\text{DBO} = 100 \text{ mg/L}$ de entrada no reservatório após a lagoa de estabilização impõe menos demanda de oxigênio do que o efluente com $\text{DBO} = 100 \text{ mg/L}$ de entrada no reservatório após um reator de lodo ativado ou lagoa aerada, devido ao oxigênio produzido pelas algas presentes (ou não) na água residuária de entrada. Isso é especialmente válido quando o reservatório está quase vazio e a maioria dos efluentes estão “frescos”, em um período de baixo crescimento das algas.

Assim, a determinação da adequada carga orgânica superficial máxima permitida em um reservatório específico é feita através da simulação do comportamento do reservatório. No entanto, algumas regras do despejo podem ser úteis como uma primeira aproximação. Pesquisadores de Israel tem usado a carga orgânica superficial média de 50 kg DBO/ha.d como a carga máxima permitida. Alguns estudos como Dor e Raber (1990) *apud* Juanicó (1999, p. 79), confirmaram que a maioria dos reservatórios com esta carga apresenta um bom desempenho. Reservatórios que recebem baixas cargas orgânicas superficiais (média anual de até 30 kg DBO/ha.d) são totalmente aeróbios ou facultativos, e não apresentam odores desagradáveis.

Reservatórios que recebem cargas orgânicas semelhantes às de lagoas de estabilização facultativas (150 kg DBO/ha.d), ou mais, são anaeróbios a maior parte do tempo com forte emissão de odores. Valores de cargas entre 30 a 40 kg DBO/ha.d seriam limites superiores seguros quando a não-emissão de odores desagradáveis é indispensável. (JUANICÓ, 1999, p. 79)

É possível que a carga orgânica superficial no reservatório de água residuária seja superior do que os limites recomendados acima, acrescentando misturadores e aeradores para os reservatórios. Infelizmente, não há uma regra de despejo para calcular a relação entre a carga orgânica máxima exigida e a simulação de mistura e alimentação de aeração. A modelagem de caso a caso é ainda necessária.

Os reservatórios de água residuária são capazes de receber choques esporádicos de altas cargas orgânicas superficiais, sem qualquer alteração visível no seu balanço de oxigênio. Isto é devido ao grande volume de efluentes armazenado no reservatório. (JUANICÓ, 1999, p. 80)

Sobre os sedimentos nos reservatórios, a altura e a área de cada camada são constantes. A altura de cada camada de sedimentos é de 5 cm, enquanto que sua área é determinada pelas funções de reservatório. No entanto, a espessura e a posição de cada camada no reservatório podem mudar com o tempo.

A matéria orgânica e as bactérias indicadoras (coliformes totais e coliformes fecais) se depositam nas camadas de sedimentos. Em lagos, uma população bentos em desenvolvimento está presente no sedimento, já no reservatório de estabilização, a elevada carga orgânica cria condições anóxicas do sedimento, que

inibem o desenvolvimento dos bentos e, assim, a maioria da degradação da matéria orgânica é realizada por bactérias facultativas ou anaeróbias. Cada camada de sedimentos pode ser coberta por água ou exposta à atmosfera. (FRIEDLER, 1999, p. 124)

2.6.3 Detalhes Específicos de Projeto

O volume ativo do reservatório é computado pelo balanço entre o ganho (entrada do efluente e chuva) e a perda (evaporação e infiltração) durante a estação que não é irrigada. O volume total do reservatório é a soma do volume morto, ou fundo morto, do volume ativo e do volume seco (borda livre). O volume morto, usualmente 1 m de profundidade, deve ser adicionado ao reservatório, para armazenar o sedimento do fundo que permanecerá no reservatório ao final da estação irrigada, devido à impossibilidade de bombeamento sem dragar o sedimento do fundo. É ainda necessário adicionar a borda livre ou o volume seco. (JUANICÓ, 1999, p. 65)

Alguns reservatórios recebem água de chuvas e outras águas residuárias além dos efluentes. Se a determinação do volume ativo é baseada na média do fluxo dessas fontes de águas, irá ocorrer, nos anos chuvosos, o enchimento do reservatório no final do inverno antes de começar a estação de irrigação. Como consequência, o operador será obrigado a lançar o efluente em um corpo receptor mais próximo. Se o objetivo do projeto é utilizar todo o efluente da ETE na irrigação, sem lançamento em corpo d'água receptor, o cálculo do volume de ativos deve ser baseado nos fluxos máximos e não sobre as médias.

A profundidade dos reservatórios com uma pequena relação entre área/volume é recomendada em regiões semi-áridas, onde as perdas de evaporação podem ser responsáveis por mais de 15% dos insumos para o reservatório e aumentar a salinidade dos efluentes remanescentes.

Reservatórios com profundidade útil entre 7 a 15 m são normalmente utilizados em Israel, entretanto, nos dias de hoje, os reservatórios são projetados com mais de 20 m de profundidade. (JUANICÓ, 1999, p. 65-66)

Ambos os dados de campo e de simulação mostram que a modelagem de reservatórios de fluxo contínuo com a entrada localizada na parte inferior dos reservatórios, melhora o desempenho dos mesmos, pois é melhor o balanço do oxigênio e é evitado o curto-circuito hidráulico.

O autor afirma que na maioria dos reservatórios a captação de água para utilização é feita por uma tubulação suspensa em uma estrutura flutuante, com uma abertura de 1 m abaixo da superfície da água. Esta abertura é realizada para captar o efluente da parte do epilímnio, rico em oxigênio, cujo efluente possui melhor qualidade do que o hipolímnio anaeróbio.

Segundo Juanicó (1999, p. 66-67), a saída não deve ser localizada do lado a favor do vento. Pois o vento carrega sólidos suspensos, poluentes e patógenos ressuspensos para o lado favorável ao vento, por isso a captação não pode ser localizada neste local. A entrada deve ser o mais longe possível da saída nos reservatórios de fluxo contínuo.

Quando o reservatório é projetado como uma unidade singular de reservatório em batelada sequencial, a saída e a entrada podem ser a mesma, pois o reservatório irá ficar estagnado por um período, eliminando a necessidade de separar a entrada e a saída.

A amostragem e a análise de dados são dois aspectos no controle e monitoramento nos reservatórios que devem ser levados em consideração para evitar erros nas amostragens e na interpretação dos dados.

A avaliação da qualidade da água em todo o reservatório requer amostragem em diferentes profundezas, pois a qualidade da água em epilímnio difere do hipolímnio. No entanto, a avaliação da qualidade da água liberada para a irrigação pode ser baseada apenas em amostras de superfície.

Os reservatórios possuem um volume grande de águas profundas, a uma distância da borda, que possui um volume pequeno de águas rasas. A qualidade das águas rasas difere das águas profundas devido a vários fatores, como o aumento do pH, devido à maior fotossíntese, a ressuspensão dos sedimentos, temperatura de água mais elevada e as taxas de evaporação, entre outros. Assim, não é correto coletar águas das bordas para avaliar a qualidade dos efluentes no epilímnio do reservatório. As amostras devem ser coletadas a pelo menos 4 m da borda.

A característica do regime não estacionário nos reservatórios de efluentes impõe a utilização de médias ponderadas para calcular a qualidade média da água tratada liberada pelo reservatório. A concentração de um determinado poluente, medido pela amostragem e análise em diferentes momentos durante o período de irrigação, deve ser ponderada pela quantidade de efluentes lançados durante o período, que é representada por cada uma das amostras. (JUANICÓ, 1999, p. 80-81)

2.7 AVALIAÇÃO CRÍTICA

Na maioria das vezes, os efluentes advindos dos reatores anaeróbios não atendem os padrões instituídos pela legislação ambiental. Portanto, é importante o pós-tratamento desses efluentes, de modo a atender a legislação ambiental e, também, proteger os corpos hídricos que recebem os efluentes. O pós-tratamento complementa o tratamento anaeróbio, removendo matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos.

Quando há necessidade de remover N, para atender os padrões de qualidade do corpo d' água receptor, inicialmente o reator anaeróbio deve ser usado inicialmente para tratar até 50% do esgoto bruto afluente à ETE. O restante deve ser encaminhado diretamente para o tratamento biológico complementar, que objetiva a nitrificação (aeróbio) e desnitrificação, obtendo-se matéria orgânica suficiente para a desnitrificação. O P somente será removido em reatores anaeróbios se for utilizado um sistema de pós-tratamento físico-químico, adicionando produtos químicos. Neste caso, o reator anaeróbio estabiliza o lodo gerado no tratamento complementar, o que elimina o uso de digestor anaeróbio de lodo. (CHERNICHARO, 2007, p. 319-320)

Como pós-tratamento de reatores anaeróbios, a lagoa de polimento apresenta como vantagem a simplicidade conceitual e a remoção de organismos patogênicos. No entanto, nos seus efluentes é alta a concentração de algas, o que pode causar restrições, dependendo do órgão de controle ambiental. Outra desvantagem é que a lagoa requer extensa disponibilidade de área.

Para o dimensionamento da lagoa de polimento é importante avaliar a taxa de remoção bacteriana, o regime hidráulico adotado e o coeficiente de decaimento bacteriano (K_b), para se estimar a concentração de efluente e a consequente eficiência de remoção.

A remoção bacteriana pode ser modelada pelos regimes hidráulicos de mistura completa, fluxo em pistão e disperso, sendo que, o K_b não deve variar com modelo, representando-o conforme a cinética de reação. Entretanto, isto não ocorre, o que indica a inadequação dos modelos hidráulicos idealizados à realidade. (EVANGELISTA; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2002)

O sistema RALF associado à lagoa de polimento é uma boa alternativa quando a utilização do efluente visa o reuso agrícola, porém, é importante atender os aspectos de qualidade higiênica, já que a utilização de esgotos sanitários envolvem riscos para saúde humana, inclusive para o meio ambiente.

Objetivando a utilização segura dos efluentes do ponto de vista sanitário, sustentável e otimizado é necessário maiores pesquisas sobre a utilização controlada de esgotos sanitários, orientando inclusive a regulamentação, tendo em vista que no Brasil não há legislação específica que regule o uso de efluentes na irrigação, bem como, não existe tradição em elaborar projetos que utilizem esse sistema e têm-se pouca informação sobre a extensão e a intensidade do uso de efluentes tratados em irrigação.

As diretrizes adotadas nos EUA e recomendadas pela OMS, sobre os critérios de qualidade microbiológica para o reuso agrícola, servem de referência para o Brasil. Entretanto, percebe-se controvérsia na definição do padrão de qualidade dos efluentes e do grau de tratamento dos esgotos, necessário para se obter efluentes seguros sanitariamente.

Os critérios da USEPA exigem para irrigação irrestrita a ausência de coliformes e organismos patogênicos, turbidez ≤ 2 UNT e cloro residual ≥ 1 mg/L. Os critérios da OMS para irrigação irrestrita são rígidos quanto a remoção de helmintos e permissíveis quanto a qualidade bacteriológica. Em relação aos vírus e protozoários são omissos, sob o argumento de estarem fundamentados em evidências epidemiológicas, porém, uma análise de risco do empreendimento poderia delinear os valores numéricos mais precisos. Para irrigação restrita, não é exigido padrão bacteriológico.

Os critérios da OMS estão centrados no uso de lagoas de estabilização e no entendimento de que, o padrão 1 (um) ovo de nematóide/L presta-se como indicador da remoção dos demais organismos sedimentáveis, enquanto o padrão 1000 CF/100 mL é indicativo da inativação de bactérias patogênicas e vírus. Em estudos experimentais realizados pelo PROSAB, para avaliação de riscos potenciais a saúde, as diretrizes da OMS são recomendadas. (BASTOS *et al.*, 2003)

Para a utilização de efluentes em uma determinada cultura é necessário conhecer qual o volume suficiente para atender a demanda de água desta cultura, suplementarmente ao regime hídrico da região e, também, a demanda nutricional da cultura. Para uma otimização da produção é indispensável um balanço adequado entre as demandas de água e nutrientes, analisando as características do efluente e da dotação de rega, para não ocorrer déficit ou excesso de nutrientes na água.

A fertirrigação apresenta várias vantagens, como a redução de custos de fertilizantes, a melhoria da qualidade da fertilidade dos solos, mantendo os nutrientes por um tempo maior à disposição das culturas e melhoria dos produtos colhidos.

O reuso de efluentes tratados contribuem para a conservação dos recursos naturais, como também à diminuição de cargas poluidoras nos corpos d' água, já que os nutrientes são reutilizados diretamente. Em lugares que há déficit hídrico, ou há alta exigência hídrica pela cultura, uma ótima alternativa para irrigação é a utilização de efluentes tratados.

Embora a vazão efluente de uma ETE seja, aproximadamente, constante ao longo dos meses do ano, é variável a demanda hídrica para irrigação de culturas agrícolas, dependendo da estação climática. Assim, o armazenamento de efluentes em reservatórios evita o possível desperdício de efluentes na estação chuvosa, caso o efluente da estação estivesse sendo utilizado para irrigação. Em alguns estudos verifica-se a redução nas concentrações de microrganismos, matéria orgânica e nutrientes do efluente armazenado, sendo utilizados também, como unidades de tratamento.

Os reservatórios profundos de estabilização são utilizados em vários países no mundo, todavia, no Brasil não há nenhum reservatório implantado. Maiores pesquisas são fundamentais para comprovar a real eficiência deste sistema.

Com o adequado planejamento, conhecimentos das técnicas de uso e maiores pesquisas para desenvolver e melhorar os sistemas de tratamento de esgotos sanitários, o melhor sistema será aquele que produz efluentes que possam ser usados tanto no reuso agrícola como também serem lançados em corpos hídricos receptores, atendendo as necessidades e legislação ambiental.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DO CENÁRIO SOB ESTUDO

3.1.1 Dados Gerais do Município de Ponta Grossa

A cidade de Ponta Grossa está localizada no Estado do Paraná, na região fisiográfica denominada segundo planalto paranaense, situada a uma altitude média de 880 metros acima do nível do mar, longitude oeste -50°01 e latitude sul -25°13 (MAAK, 1968).

O clima da região, segundo a classificação climática de Köppen, pertence ao tipo Cfb, clima temperado. Registra temperaturas médias dos meses mais frios entre 13°C a 14°C, e temperaturas médias nos meses mais quentes entre 23°C a 24°C. A temperatura média anual encontra-se entre 17 a 18°C, sem estação seca definida, com precipitação média anual entre 1600 a 1800 mm, sendo a média nos meses mais secos entre 250 a 350 mm, e nos meses mais chuvosos entre 400 a 500 mm. A umidade relativa média do ar apresenta-se entre 70 a 75%, e a evapotranspiração média anual entre 900 a 1000 mm.

Os dados para cidade de Ponta Grossa foram obtidos junto à rede de estações meteorológicas do IAPAR (ver Anexo B), constituindo uma série histórica de 47 anos (1954 a 2001). (IAPAR, 2009)

O tipo de solo, de acordo com Bhering e Santos (2008) é caracterizado como latossolo vermelho distrófico. São solos de média ou baixa fertilidade, ricos em óxidos de ferro, conforme apresentado na Figura 10.

Segundo Braga *et al.* (2002, p. 135-136),

os latossolos possuem coloração vermelha, amarela ou alaranjada, muito profundos, bastantes porosos, elevados teores de óxido de ferro e alumínio, pequenas diferenças entre os horizontes que apresentam transição gradual ou difusa, à exceção do superficial, orgânico, típicos de clima tropical úmido, bastante envelhecidos e intemperizados; a fertilidade natural é baixa; podem suportar vegetação de floresta devido a uma quantidade mínima de nutrientes periodicamente reciclada, ou vegetação de cerrado, nos quimicamente mais pobres; o cultivo extensivo é perfeitamente viável, pois

possuem propriedades físicas boas e, na maior parte, estão situados em áreas de relevo suave, aptas à mecanização; dependem de correção de acidez e de adição de fertilizantes; são ótima fonte de matéria-prima para aterros, estradas e barragens além de facilitarem os trabalhos de engenharia que envolvem escavações (zonal).

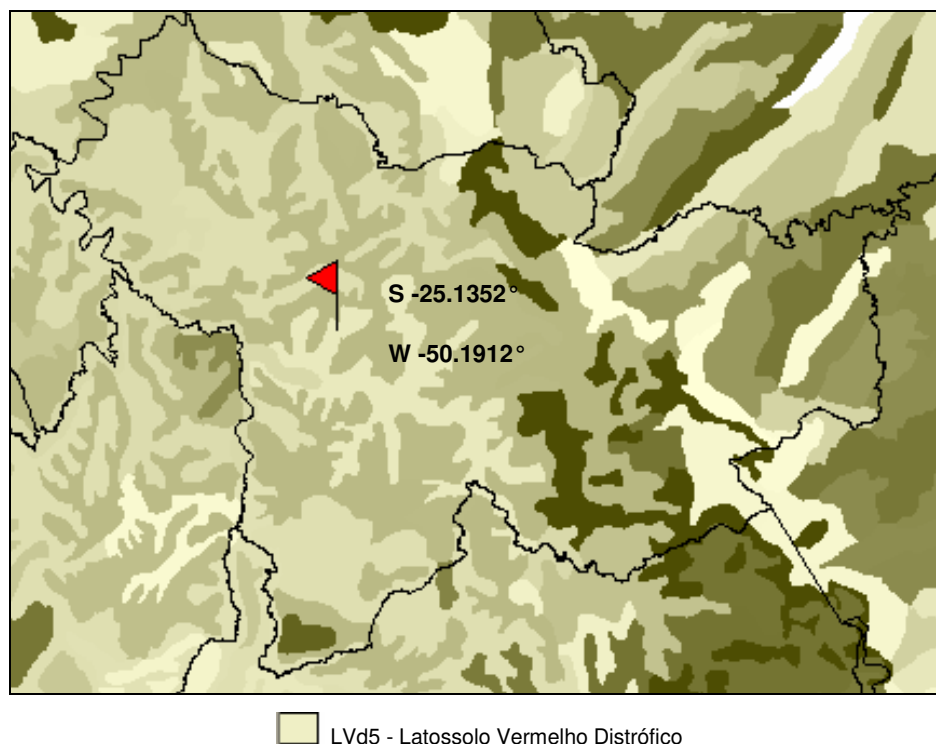


FIGURA 10 - MAPA DA UNIDADE DE MAPEAMENTO DE SOLO NO PARANÁ NA REGIÃO DE PONTA GROSSA

FONTE: HIGA (2003)

De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (1999, p. 341), as classes de profundidades do solo estão especificadas no Quadro 18. Os termos são utilizados para designar condições de solos no qual um nível de lençol de água permanente ocorra, conforme os limites especificados.

A textura terá como base o grupamento textural adotado pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (1999, p. 345), conforme descritas no Quadro 19.

CLASSES	PROFUNDIDADE
Raso	≤ 50 cm
Pouco profundo	> 50 cm ≤ 100 cm
Profundo	> 100 cm ≤ 200 cm
Muito profundo	> 200 cm

QUADRO 18 - CLASSES DE PROFUNDIDADES DOS SOLOS

FONTE: Sistema Brasileiro de classificação de solos (1999 p. 341)

TIPO TEXTURA	QUANTIFICAÇÃO
Textura arenosa	Compreende as classes texturais de areia e areia franca
Textura média	Inferior a 35% de argila e superior a 15% de areia, excluída as classes texturais areia e areia franca
Textura argilosa	35 a 60% de argila
Textura muito argilosa	Superior a 60% de argila
Textura siltosa	Inferior a 35% de argila e 15% de areia

QUADRO 19 - GRUPAMENTOS TEXTURAIS

FONTE: Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (1999, p. 345)

A Figura 11 se refere ao mapa de grupamento textural da região estudada.

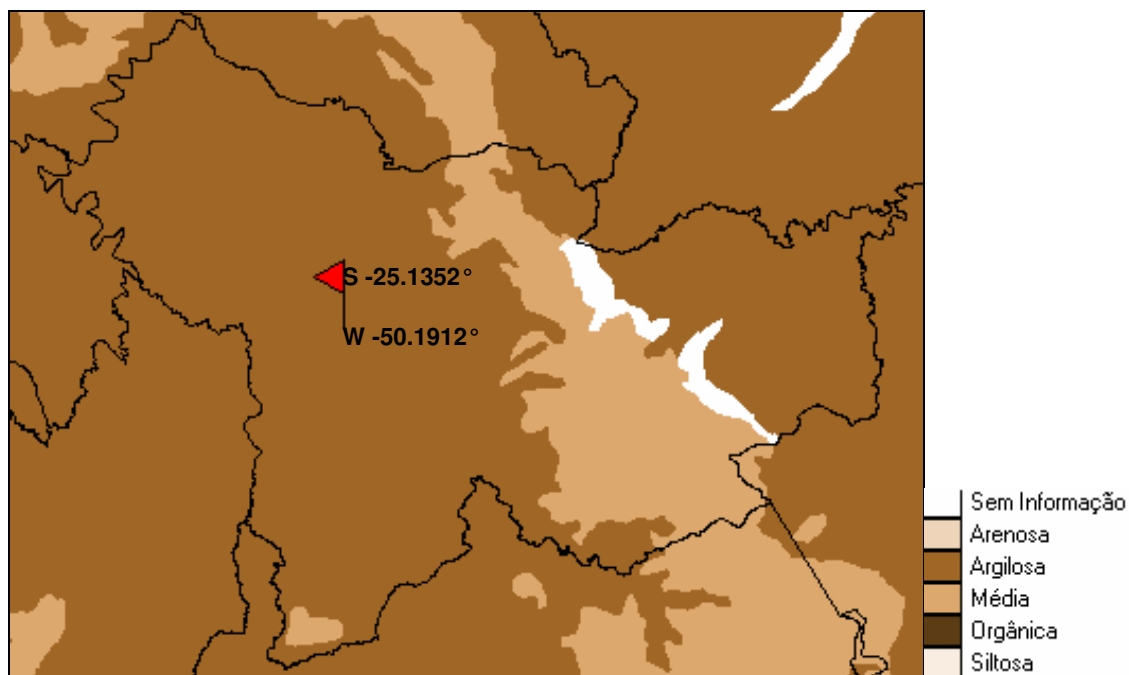


FIGURA 11 - MAPA GRUPAMENTO TEXTURAL REGIÃO DE PONTA GROSSA

FONTE: HIGA (2003)

As classes de drenagem referem-se à capacidade que o solo apresenta de transmitir água, afetando as condições hídricas do solo. As classes de drenagem são classificadas conforme critérios estabelecidos pelo *Soil Survey Manual* (ESTADOS UNIDOS, 1951 *apud* Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, 1999, p. 349), sequencialmente apresentadas:

- a) excessivamente drenado: a água é removida do solo muito rapidamente; os solos com esta classe de drenagem são de textura arenosa;
- b) fortemente drenado: a água é removida rapidamente do solo; os solos com esta classe de drenagem são muito porosos, de textura média a arenosa e bem permeáveis;
- c) acentuadamente drenado: a água é removida rapidamente do solo; os solos com esta classe de drenagem são normalmente de textura argilosa a média, porém sempre muito porosos e bem permeáveis;
- d) bem drenado: a água é removida do solo com facilidade, porém não rapidamente; os solos com esta classe de drenagem comumente apresentam textura argilosa ou média;

- e) moderadamente drenado: a água é removida do solo um tanto lentamente, de modo que o perfil permanece molhado por uma pequena, porém significativa, parte do tempo. Os solos com esta classe de drenagem comumente apresentam uma camada de permeabilidade lenta no solo ou imediatamente abaixo dele;
- f) imperfeitamente drenado: a água é removida do solo lentamente, de tal modo que este permanece molhado por período significativo, mas não durante a maior parte do ano. Os solos com esta classe de drenagem comumente apresentam uma camada de permeabilidade lenta no solo, lençol freático alto, adição de água através de traslocação lateral interna ou alguma combinação destas condições;
- g) mal drenado: a água é removida do solo tão lentamente que este permanece molhado por uma grande parte do ano. O lençol frequentemente está à superfície ou próximo dela durante uma considerável parte do ano. As condições de má drenagem são devidas a lençol freático elevado, camada lentamente permeável no perfil, adição de água através de traslocação lateral interna ou alguma combinação destas condições;
- h) muito mal drenado: a água é removida do solo tão lentamente que o lençol freático permanece à superfície ou próximo dela durante a maior parte do ano. Solos com drenagem desta classe usualmente ocupam áreas planas ou depressões, onde há frequentemente, estagnação de água.

Conforme a Figura 12, a região estudada é classificada como solo bem drenado.

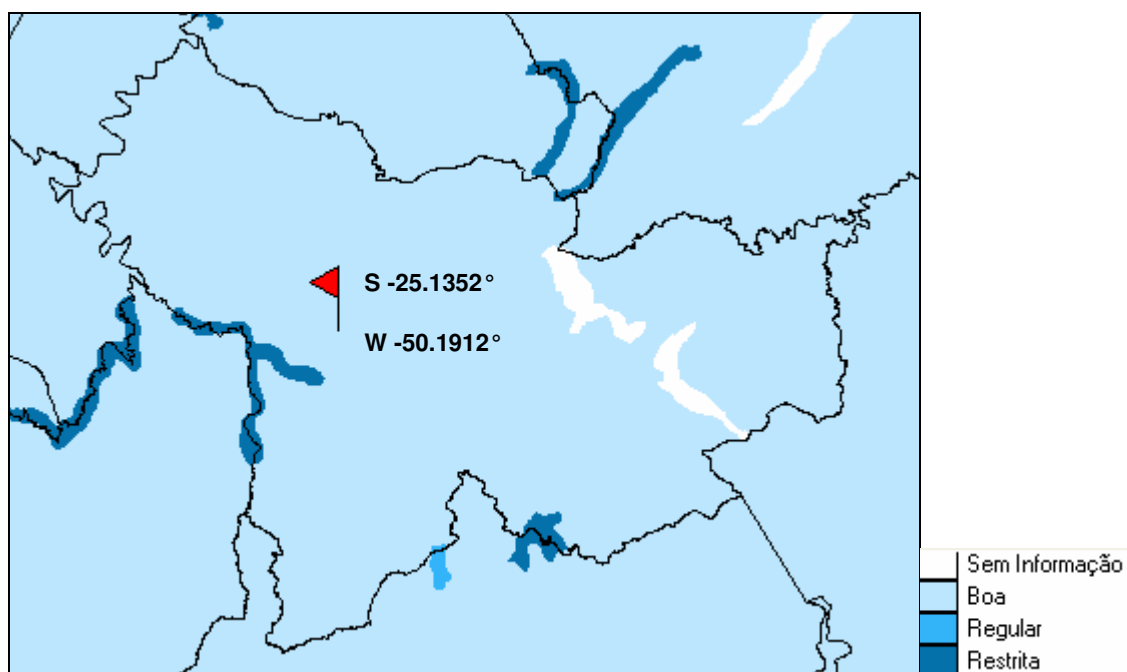


FIGURA 12 - MAPA DE DRENAGEM NA REGIÃO DE PONTA GROSSA

FONTE: HIGA (2003)

As características do relevo estão representadas no Quadro 20.

CLASSE DE RELEVO	DECLIVIDADE
Plano	$\leq 3\%$
Suave ondulado	8% - 20%
Forte ondulado	20% - 45%
Montanhoso	45% - 75%
Escarpado	$\geq 75\%$

QUADRO 20 - CLASSES DE RELEVO

FONTE: Osaki (1994)

O mapa de declividade apresentado na Figura 13 mostra que a região possui declividade entre 0 a 20%, equivalente a solos com relevo plano a suavemente ondulado.

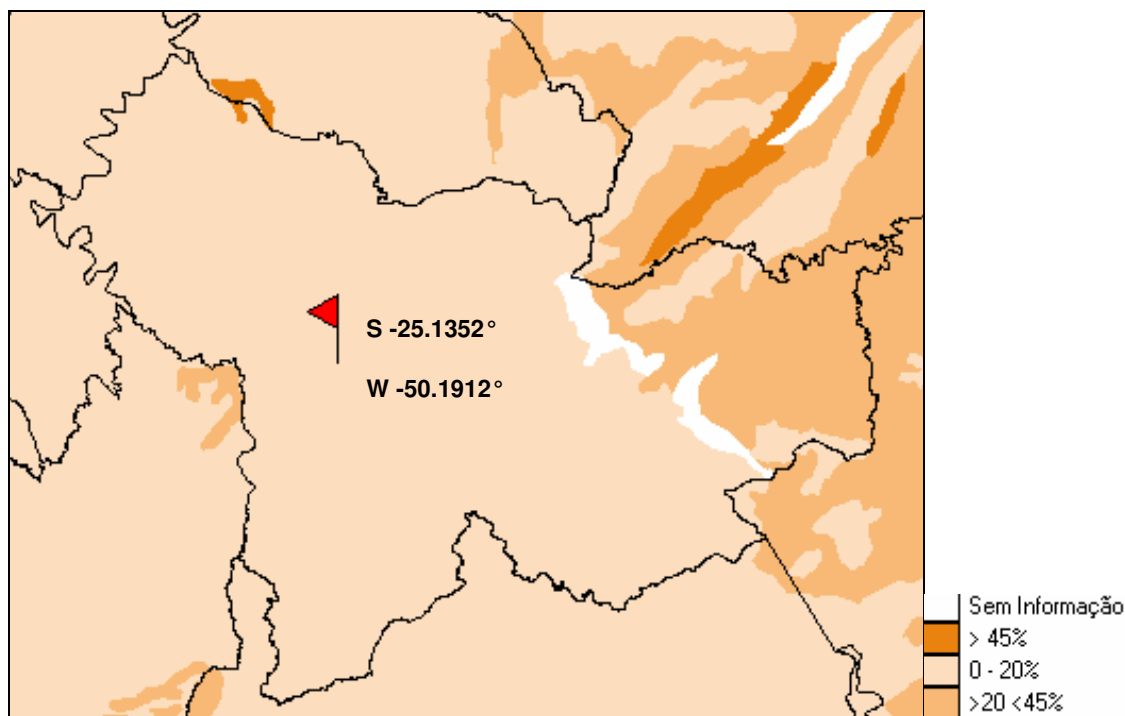


FIGURA 13 - MAPA DE DECLIVIDADE NA REGIÃO DE PONTA GROSSA

FONTE: HIGA (2003)

3.1.2 ETE Ronda (Ponta Grossa/PR)

O trabalho de pesquisa foi realizado em uma unidade de tratamento de esgoto sanitário operado pela SANEPAR, em escala real, localizada na cidade de Ponta Grossa, Estado do Paraná, nas imediações da Rodovia do Contorno, no prolongamento da Rua Osório Guimarães Martins no bairro Colônia Dona Luiza.

O projeto interdisciplinar elaborado pela SANEPAR "Uso integrado de efluente de estação de tratamento de esgoto sanitário e biogás na agricultura", deu origem a escolha da ETE Ronda para o estudo de caso utilizado no trabalho. Outros fatores também contribuíram para a escolha da realização do trabalho em Ponta

Grossa, como o fato da área ser apta para a exploração econômica da agricultura e estar relativamente próxima a Curitiba, facilitando o acompanhamento dos trabalhos de coleta.

O sistema de esgoto sanitário existente na cidade de Ponta Grossa foi concebido para a coleta e o tratamento de esgotos domésticos em três bacias de rios que passam próximo a cidade: Rio Verde, Arroio do Ronda e Olaria. O sistema de tratamento de esgoto é composto pela ETE Ronda, ETE Verde, ETE Olaria e alguns sistemas de tratamentos isolados. A ETE foi implantada em 1989, baseada no tratamento biológico com eficiência de remoção de matéria orgânica prevista para 90%, considerando o Arroio Ronda como corpo receptor dos efluentes tratados. (COBRAPE, 1998)

O Rio Arroio do Ronda possui uma área de bacia de 25 km², é classificado como Classe 3 de acordo com a Portaria nº 003, de 21 de março de 1991, da Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente. (PARANÁ, 1991)

A Figura 14 retrata uma foto aérea da estação de tratamento de esgoto RONDA, com destaque para a possível área do cultivo da soja e coordenadas geográficas.



FIGURA 14 - FOTO AÉREA DA REGIÃO EM ESTUDO

FONTE: GOOGLE EARTH (2009)

As unidades que compõe o sistema de esgoto de Ponta Grossa são: rede coletora, interceptores, emissário, estações elevatórias e estações de tratamento de esgotos composta de tratamento preliminar (gradeamento, desarenador ciclônico e calha de medição de vazão Parshall), tratamento biológico através de dois reatores RALF, pós-tratamento por uma lagoa facultativa e doze unidades de secagem de lodo. (COBRAPE, 1998). A capacidade nominal da estação de tratamento Ronda é de 123 L/s, ou de atendimento a 55.000 contribuintes (COBRAPE, 1998). A Figura 15 mostra o fluxograma da ETE Ronda.

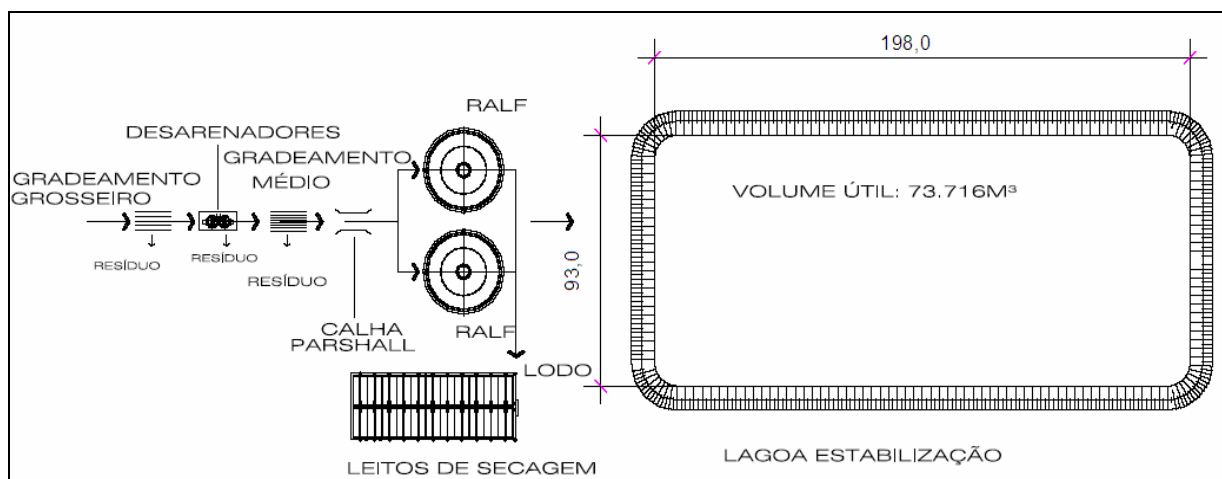


FIGURA 15 - FLUXOGRAMA DA ETE RONDA

FONTE: A autora (2009)

Os parâmetros gerais para dimensionamento do sistema de tratamento, segundo a Cobrape (1998) foram:

- População atendida (2000): 21.993 habitantes;
- População atendida (2020): 64.094 habitantes;
- Consumo *per capita*: 175 l/hab.dia;
- Coeficiente de retorno água/esgoto (c): 0,8;
- Coeficiente de máxima contribuição diária (K1): 1,2;
- Coeficiente de máxima contribuição horária (K2): 1,5;
- Coeficiente de mínima contribuição diária (K3): 0,5;
- Coeficiente de infiltração na rede coletora: 0,0005 L/s. m;

- DBO₅: 54g/hab.d;
- SST: 54 g/hab.d.

O Quadro 21 apresenta algumas características da estação de tratamento Ronda.

ITEM	ETE RONDA
POPULAÇÃO	55.000 habitantes
VAZÃO MÉDIA DE ESGOTO	89 l/s
EXTENSÃO DE REDE	67.351 m
VAZÃO DE INFILTRAÇÃO	34 l/s
VAZÃO MÉDIA DE ESGOTO	123 l/s
VAZÃO MÁXIMA	194 l/s
VAZÃO MÍNIMA	79 l/s
CARGA ORGÂNICA	2.970 kg/d
CARGA DE SÓLIDOS	2.970 kg/d

QUADRO 21 - CARACTERÍSTICAS DA ETE RONDA

FONTE: COBRAPE (1998)

3.1.3 Descrição das Unidades que Compõe a Estação de Tratamento RONDA

3.1.3.1 Tratamento Preliminar

A caixa de entrada, gradeamento, sistema de medição de vazão, e desarenador padronizado pela SANEPAR são chamados de tratamento preliminar.

Nesta etapa de tratamento a remoção dos sólidos grosseiros é feita por uma grade manual, com espaçamento entre barras de 50 mm, com espessura de 1 cm, instalada em canal de 1,25 m de largura. O gradeamento retém os sólidos grosseiros que podem obstruir as tubulações e causar danos ao sistema de tratamento.

A remoção de sólidos fixos sedimentáveis ocorre por duas caixas de areias ciclônicas, do tipo gravitacional, com diâmetro de 4,0 m, dotadas de comportas de isolamento à montante e poço central profundo para acúmulo e remoção descontínua de areia por sistema *air lift* sucedida de lavador. As duas unidades de desarenação estão localizadas logo após o primeiro gradeamento, entre canais paralelos com larguras de 0,85 m e os níveis de água são controlados, independentemente, por uma calha *parshall* de 305 mm (1 ft). A taxa máxima de aplicação superficial adotada foi $\geq 1300 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{d}$. (COBRAPE, 1998)

A areia e os sólidos grosseiros são descartados em duas caçambas que são coletadas três vezes na semana pela empresa de coleta de lixo Ponta Grossa Ambiental, que destina o resíduo para o aterro sanitário. Por semana é gerado aproximadamente 6 toneladas de resíduos na ETE Ronda. (MACHADO FILHO, 2009). Após o desarenador, há outro gradeamento com espaçamento entre barras de 10 mm, com espessura de 1 cm, instalada em canal de 1,25 m de largura. (COBRAPE, 1998). É feita a limpeza do desarenador 1 em quinze minutos e em seguida é feita a limpeza do outro desarenador. A limpeza é feita de 4 a 5 vezes ao dia. (MACHADO FILHO, 2009)

A medição de vazão após o segundo gradeamento é realizada por uma calha *Parshall* de 305 mm (1 ft), também empregada para controlar a velocidade do esgoto. Após a calha *Parshall* existe uma caixa divisora de fluxo, com dois vertedores triangulares que distribuem a vazão para os dois reatores.

Para garantir que a vazão afluente não ultrapasse o limite de projeto considerado no dimensionamento, a bomba elevatória controla a vazão de entrada no processo de tratamento. (MACHADO FILHO, 2009). As Figuras 16, 17 e 18 apresentam os elementos que compõe o tratamento preliminar.



FIGURA 16 - ETE RONDA: VISTA GRADEAMENTO DE SÓLIDOS GROSSEIROS E SÓLIDOS FINOS

FONTE: A autora (2008)



FIGURA 17 - ETE RONDA: VISTA DESARENADOR

FONTE: A autora (2008)



FIGURA 18 - ETE RONDA: VISTA DA CALHA PARSHALL

FONTE: A autora (2008)

3.1.3.2 Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado - RALF

Os dois reatores anaeróbicos de fluxo ascendente de lodo fluidizado são circulares, executados em paralelo e semi-enterrados. As principais características dimensionais e dados paramétricos dos reatores anaeróbios, segundo a Cobrape (1998) são:

- eficiência de remoção de material carbonáceo nos reatores (E1): 80%;
- eficiência total de remoção material carbonáceo no sistema (Et): 90%;
- diâmetro inferior: 14,2 m;
- diâmetro interno superior: 16,2 m;
- diâmetro externo superior: 25,6 m;
- lamina d'água: 7 m;
- altura da atmosfera interna: 0,85 m;
- concentração média de SST no reator: 2,5%;
- concentração média de SST no descarte de lodo: 3, 5%;
- fator de produção de lodo para reator alimentado por esgoto bruto: 0,30 kg SST/kg DBO_{REM};
- volume útil: 1273 m³ ;
- área: 206,11 m²;

O RALF possui 60 tubos distribuidores em PVC com diâmetro de 75 mm, distribuídos uniformemente pelo reator e câmara aberta de sedimentação com placas vertedoura e retentora de espuma, com forma anelar-periférica. O biogás gerado no processo é coletado através de tubulação vertical externa em PVC, com diâmetro de 50 mm, com queimador especial no seu extremo.

Em todo perímetro externo do tanque existe um vertedor periférico instalado para regularizar o escoamento. Ao alcançar a superfície, o esgoto transborda por esse vertedor, sendo direcionado para um único ponto de coleta (caixa de coleta do efluente) através de uma canaleta lateral, disposta externamente ao RALF, dessa caixa o efluente é conduzido para o pós-tratamento (LP).

No RALF é feita a limpeza da coroa uma vez ao dia e a limpeza da canaleta é feita três vezes na semana. (MACHADO FILHO, 2009). A descarga de lodo excedente é feita por pressão hidráulica, através de tubulação de PVC diâmetro de 150 mm (4 ft), instalada no fundo do reator. Os fluxos de lodo de descarte das unidades são reunidos em uma elevatória equipada com uma só bomba submersível, cujo recalque é dirigido para lançamento direto no terreno lateral. (COBRAPE, 1998). A Figura 19 mostra a vista do reator RALF.

O lodo é encaminhado para a estação elevatória e, em seguida, bombeado para os leitos de secagem. Nos doze leitos de secagem com dimensões unitárias de 10,65 m x 5,0 m é feita a calagem do lodo e, depois esse lodo é utilizado na agricultura. No verão o lodo leva de 30 a 40 dias para estar pronto para uso e no inverno leva dois meses. (MACHADO FILHO, 2009)



FIGURA 19 - ETE RONDA: VISTA DO REATOR RALF

FONTE: A autora (2008)

3.1.3.3 Lagoa de Pós-Tratamento

A lagoa facultativa de polimento, apresentada na Figura 20, trata-se de uma unidade profunda com forma retangular ($L/B = 2,24$), que recebe separadamente os efluentes dos dois reatores anaeróbicos junto a pontos baixos e afastados entre si, do talude à montante, e coleta do fluxo tratado na extremidade à jusante, de modo unitário, através de uma torre central de saída dotada de duas comportas vertedouras e de uma comporta de fundo (para eventual esvaziamento da lagoa). A torre está executada no limite do talude à jusante com o fundo. (COBRAPE, 1998).

Os efluentes tratados são lançados no Arroio do Ronda que se coloca como um dos limites divisórios da área da ETE. (MACHADO FILHO, 2009). Na Figura 21 pode-se visualizar o corte esquemático da ETE Ronda.



FIGURA 20 - ETE RONDA: VISTA DA LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO

FONTE: A autora (2008)

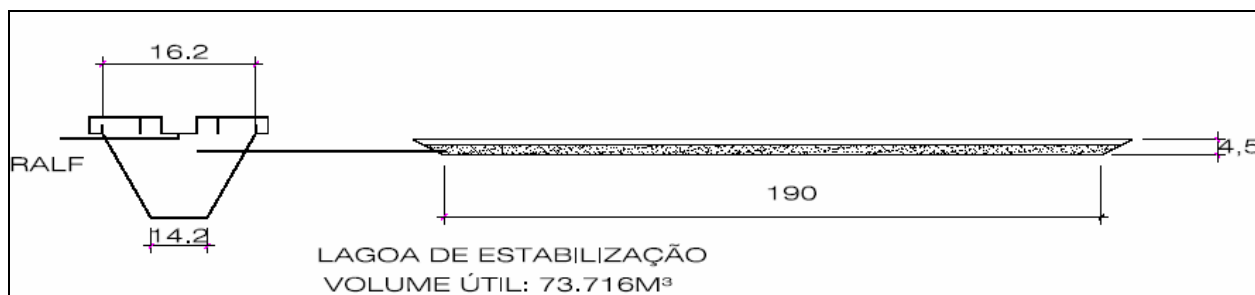


FIGURA 21 - CORTE ESQUEMÁTICO DA ETE RONDA

FONTE: A autora (2009)

Os dados físicos e paramétricos da lagoa de polimento, conforme Cobrape (1998) são:

- a) Dimensões da planta:
 - No coroamento: 103,0 m x 208,0 m;
 - No fundo: 85,0 x 190,0 m;
 - Na linha d'água: 101,0 m x 206,0 m;
 - Na lamina d'água média: 93,0 m x 198,0 m;
- b) Profundidade útil de 4,0 m;
- c) Profundidade total de 4,5 m;
- d) Volume útil: 73.716 m³;
- e) Tempo de detenção hidráulica para vazão média de projeto: 6,94 d.

3.2 MÉTODOS

3.2.1 Monitoramento da ETE Ronda

Os pontos de amostragem na ETE Ronda são apresentados na Figura 22. Os pontos de coleta das amostras são: o afluente, após o desarenador (ponto 1), a saída do reator RALF (ponto 2) e a saída da lagoa de polimento (ponto 3). O ponto 2 não foi coletado pela SANEPAR, que enfatiza o efluente (ponto 3) ser suficiente para o controle da emissão.

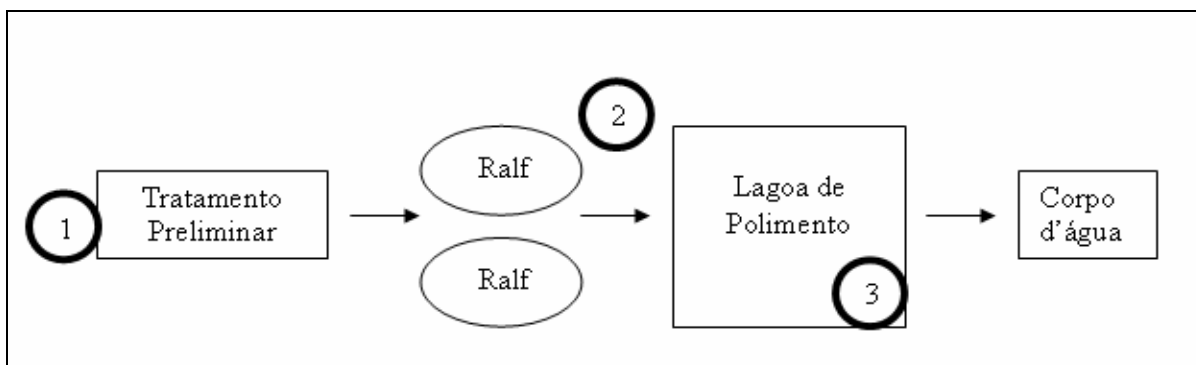


FIGURA 22 - PONTOS DE AMOSTRAGEM NA ETE RONDA

FONTE: A autora (2009)

NOTA: Pontos de monitoramento: afluente (1), efluente do reator RALF (2) e interior da lagoa (3).

3.2.1.1 Monitoramento pela SANEPAR

Algumas análises foram realizadas no próprio laboratório da ETE Ronda, a exemplo, pH, temperatura e sólidos sedimentáveis. Outras foram encaminhadas para o laboratório da SANEPAR em Curitiba, que realizou as seguintes análises: DQO total, DBO total, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos totais e fósforo total. (CONSTANTE, 2009)

No laboratório da ETE Ronda foram realizadas duas análises diárias, quatro vezes ao dia, dos sólidos sedimentáveis e pH. A vazão foi medida quatro vezes ao dia, na calha *parshall*, através de um sensor de nível do tipo bóia, nos mesmos horários em que foi feita a coleta para análise de sólidos sedimentáveis e pH.

As análises físico-químicas como DQO total, DBO total, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos totais e fósforo total foram realizadas a cada dois meses. As amostras foram preservadas em gelo e transportadas até Curitiba para posterior análise. (MACHADO FILHO, 2009).

Os horários das coletas realizadas pelo químico ou o operador da ETE foram às 8h30min, 10h30min, 14h e 16h. As coletas foram feitas de forma pontual e superficialmente. O período de monitoramento utilizado no trabalho foi o ano de 2008, 2009 e no primeiro semestre do ano de 2010, totalizando 15 análises.

As análises físico-químicas e a metodologia empregada pela SANEPAR seguem o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 2005) e estão apresentadas no Quadro 22.

PARÂMETRO	APARELHO	MÉTODO
Demanda bioquímica de oxigênio	Oxitop (marca Wissenschaftlich – Technische Werksstalten GmbH & CoKG, modelo Oxitop IS 6) ANOVA 60	Leitura direta no sensor do Oxitop
Demanda química de oxigênio	Digestão em aparelho de Refluxo Fechado	Refluxo Fechado
pH	pHmetro (marca Wissenschaftlich – Technische Werksstalten GmbH & CoKG, modelo 330i)	Leitura direta
Fósforo total	ANOVA 60	Cloreto estanhoso
Sólidos sedimentáveis	-----	Método Cone Imhoff
Sólidos suspensos totais	-----	Método gravimétrico

QUADRO 22 - ETE RONDA: PARÂMETROS ANALISADOS PELO LABORATÓRIO SANEPAR

FONTE: (AWWA/APHA/WEF, 2005)

3.2.1.2 Monitoramento Complementar

As análises físico-químicas complementares (nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, orgânico, kjeldahl e total) e as análises bacteriológicas (coliformes totais e *E. coli*) foram analisadas pelo laboratório de Engenharia Ambiental da PUCPR, sendo as coletas realizadas pela autora, juntamente com o operador da ETE, e preservados em gelo para transporte até Curitiba. As amostras foram coletadas próximas a superfície da água, de forma pontual, nos locais indicados pela Figura 22, totalizando 10 coletas realizadas no período de setembro de 2009 a maio de 2010, se aproximando de um ciclo anual.

As análises físico-químicas, bacteriológicas e a metodologia empregada pelo laboratório da Engenharia Ambiental da PUCPR, seguem o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. (AWWA/APHA/WEF, 1998)

Os parâmetros analisados e a respectiva metodologia estão apresentados no Quadro 23 e o monitoramento e planejamento das coletas na ETE Ronda estão no Quadro 24.

PARÂMETRO	APARELHO	MÉTODO
Nitrato	Spectrophotometer DR 2500, marca Hach	Redução com Cádmio
Nitrito	Spectrophotometer DR 2500, marca Hach	Diazotação
Nitrogênio orgânico	-----	Macro-Kjeldahl
Nitrogênio amoniacal	-----	Macro-Kjeldahl
Coliformes totais e <i>E.coli</i>	Câmara com lâmpada ultravioleta Estufa de incubação	Método de Colilert

QUADRO 23 - ETE RONDA: PARÂMETROS ANALISADOS PELO LABORATÓRIO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DA PUCPR

FONTE: (AWWA/APHA/WEF, 1998)

PARÂMETROS	UNIDADES	LOCAL DA COLETA	FREQUÊNCIA	LABORATÓRIO
pH	-	Pontos 1 e 2	Diário *	SANEPAR
DBO	mg/L	Pontos 1 e 2	Bimestral *	SANEPAR
DQO	mg/L	Pontos 1 e 2	Bimestral *	SANEPAR
OD	mg/L	Pontos 1 e 2	Bimestral *	SANEPAR
Fósforo total	mg P/L	Pontos 1 e 2	Bimestral *	SANEPAR
Sólidos sedimentáveis	mL/L	Pontos 1 e 2	Bimestral *	SANEPAR
Sólidos suspensos totais	mg/L	Pontos 1 e 2	Bimestral *	SANEPAR
Temperatura	°C	Pontos 1 e 2	Diário *	SANEPAR
Vazão	L/s	Pontos 1 e 2	Diário *	SANEPAR
Coliformes Totais	NPM/100 mL	Pontos 1,2,3	**	PUCPR
<i>E. coli</i>	NPM/100 mL	Pontos 1,2,3	**	PUCPR
Nitrogênio orgânico	mg/L	Pontos 1,2,3	**	PUCPR
Nitrogênio amoniacal	mg/L	Pontos 1,2,3	**	PUCPR
Nitrito NO ₂	mg/L	Pontos 1,2,3	**	PUCPR
Nitrato NO ₃	mg/L	Pontos 1,2,3	**	PUCPR
Nitrogênio total Kjeldahl	mg/L	Pontos 1,2,3	**	PUCPR

QUADRO 24 - MONITORAMENTO E PLANEJAMENTO DAS COLETAS DA ETE RONDA

FONTE: A autora (2010)

NOTA: * Período da coleta: anos de 2008, 2009 e primeiro semestre de 2010.

** Período da coleta: setembro a dezembro de 2009 e março a maio de 2010.

3.2.1.3 Procedimento e Tabulação de Resultados

Para facilitar a visualização da tendência dos resultados obtidos neste trabalho foi aplicado um tratamento estatístico básico utilizando-se a planilha eletrônica Excel. São apresentados os valores máximos, mínimos, médias, desvio padrão e o coeficiente de variação, dos resultados das análises das amostras

coletadas. Também foram calculadas as médias das eficiências de remoção dos parâmetros de DBO, DQO, sólidos suspensos, sólidos sedimentáveis, fósforo, nitrogênio total, amoniacal, orgânico, nitrito, nitrato, coliformes totais e *E. coli*.

Após as análises estatísticas, os resultados obtidos foram apresentados em forma de tabelas (ver apêndices A, B, C, D e E).

3.2.1.4 Determinação dos Coeficientes de Remoção de Matéria Orgânica e de Decaimento Bacteriano na Lagoa de Polimento

Não foi possível determinar a velocidade de remoção do substrato (k_{mo}), pois as análises realizadas pela SANEPAR de DBO na ETE Ronda são realizadas somente no afluente, antes do RALF, e no efluente da lagoa, impossibilitando obter a concentração de DBO total afluente a lagoa.

Também na ETE Ronda somente é realizada a DBO total (solúvel mais particulada) afluente e efluente, sendo que para aplicar as fórmulas para o cálculo da concentração de DBO é necessário o valor da concentração de DBO solúvel no efluente. Isto porque a DBO total do efluente é causada pela DBO remanescente do tratamento (DBO solúvel) e pela DBO causada pelos sólidos em suspensão no efluente (DBO particulada). Os sólidos orgânicos em suspensão responsáveis pela DBO particulada são convertidos em sólidos dissolvidos, através de enzimas lançadas ao meio pelas próprias bactérias. Assim, toda a DBO (solúvel mais particulada) estaria disponível para as bactérias.

A maioria dos sólidos em suspensão no efluente são predominantemente algas e, dependendo das suas condições de sobrevivência no corpo receptor, podem ou não exercer alguma demanda de oxigênio no mesmo. Devido a incertezas, somente é considerada a DBO solúvel. A legislação brasileira não faz distinção entre as formas de DBO, considerando como padrão de lançamento os valores de DBO total. (VON SPERLING, 1996, p. 33-34).

A determinação das constantes de decaimento bacteriano (K_b) na lagoa de polimento foram realizadas através da aplicação das fórmulas descritas no Quadro 2

para o regime de mistura completa, fluxo pistão e fluxo disperso. Aplicaram-se as fórmulas 17 e 18, para determinar o número de dispersão (d).

3.2.2 Método de Balanço Hídrico Climatológico

O balanço hídrico climatológico foi determinado por meio do modelo de Thornthwaite & Mather (1955). O roteiro de cálculos desse método constitui-se em uma planilha com 11 colunas de cálculo com as seguintes variáveis: temperatura (T), precipitação (P), evapotranspiração potencial (ETP), evapotranspiração máxima da cultura (ETM), diferença entre precipitação e evapotranspiração máxima da cultura (P-ETM), negativo acumulado (NEG. AC.), armazenamento de água no solo (ARM) para uma determinada capacidade de água disponível (CAD), alteração no armazenamento (ALT), evapotranspiração real (ETR), deficiência hídrica (DEF) e o excedente hídrico (EXC). (PEREIRA; ANGELOCCI; SENTELHAS, 2002)

Esses cálculos foram desenvolvidos com o uso de programas de computador que possibilitam a rápida elaboração de planilhas em Excel. (ROLIM; SENTELHAS; BARBIERI, 1998). A escala de tempo utilizada foi a mensal.

Os dados de cada parâmetro utilizado foram originados e calculados da seguinte maneira:

a) Capacidade de armazenamento de água no solo

O solo armazena e fornece água e nutrientes às plantas. Entre uma chuva e outra o solo retém a umidade que as plantas necessitam, pelos fenômenos de adsorção e capilaridade.

O limite máximo de água que o solo consegue reter, depois de drenado o excesso por gravidade, é conhecido como capacidade de campo (cc). O limite mínimo de água disponível no solo, quando as plantas entram em estado de murcha e não readquirem a turgidez, mesmo em atmosfera saturada, é o ponto de murcha permanente (pmp).

O armazenamento de água no solo influencia diretamente a quantidade de água disponível para as culturas agrícolas, o que afeta o seu desenvolvimento, crescimento, rendimento e a necessidade de irrigação. (ARAUJO, 2008)

Com a fórmula 37 pode-se determinar a capacidade de armazenamento de água no solo (CAD), considerando a profundidade do sistema radicular. (BERGAMASCHI, 1999, p. 25)

$$CAD = 10 (U_{cc} - U_{pmp}) \times p \quad (37)$$

Onde:

CAD = Capacidade de armazenamento de água no solo (mm);

U_{cc} = Umidade volumétrica na capacidade de campo ($\text{cm}^3 \times \text{cm}^{-3}$);

U_{pmp} = Umidade volumétrica ponto de murcha permanente ($\text{cm}^3 \times \text{cm}^{-3}$);

p = profundidade efetiva do sistema radicular (cm).

O balanço assume uma capacidade de armazenamento de água no solo fixada geralmente em 100 mm. Este é um valor médio para uma grande variedade de solos e para uma profundidade da ordem de 1 m. (REICHARDT, 1990)

Conforme AGRITEMPO (2009), a média de água disponível no solo no período de 22/10/09 a 26/10/09 para região de Ponta Grossa foi de 80 mm.

b) Precipitação pluvial e Temperatura

A primeira e a segunda coluna da planilha foram preenchidas com os dados de temperatura e precipitação. A medida da precipitação é dada pela altura da água caída e acumulada sobre uma superfície impermeável e plana. Podem ser utilizados os equipamentos chamados pluviômetros ou pluviógrafos para realizar a medição. Para medição de precipitação na região de Ponta Grossa foi utilizado o pluviômetro.

As médias mensais dos dados de temperatura do ar, medida em graus Celsius, e a precipitação pluviométrica, medida em milímetros, foram obtidas junto à rede de estações meteorológicas do IAPAR (ver Anexo B), constituindo uma série histórica de 47 anos (1954 a 2001). Os dados do IAPAR foram obtidos de banco de dados históricos das estações meteorológicas do IAPAR e do banco de dados consistidos dos postos pluviométricos. (IAPAR, 2009)

Foi realizada a análise e interpretação da homogeneidade dos novos dados (média) com as séries das observações na mesma estação e de estações vizinhas, realizado pelo traçado de curvas mensais de correlação. Estas curvas são obtidas colocando-se em ordenada a média das observações mensais, de 3 ou 4 estações próximas, e em abscissas as respectivas observações da estação. Utilizando as somatórias das observações a partir de um determinado momento as curvas podem ser traçadas.

Os erros sistemáticos ou mudanças nas condições de medida aparecem nas inflexões das curvas obtidas. As curvas de correlação quando bem definidas e os pontos alinhados, pode-se estimar as precipitações para períodos sem dados. (GARCEZ, 1974, p. 64-65)

c) Evapotranspiração

Constitui a transferência de água na forma de vapor, do sistema solo-planta para a atmosfera. As perdas de água ocorridas diretamente da superfície do solo são chamadas de evaporação, enquanto que as perdas de água das plantas são chamadas de transpiração. (MOTA, 1977)

O conceito de evapotranspiração potencial (ETP), definido por Penman (1968) *apud* MATZENAUER (1999), refere-se a quantidade de água que na unidade de tempo evapotranspira em uma cultura verde, de baixo porte e de altura uniforme, que cubra totalmente o solo e sem deficiência de água. Nas regiões tropicais e subtropicais utiliza-se uma parcela de grama batatais (*Paspalum notatum* L.) que permanece praticamente verde e em pleno desenvolvimento durante o ano todo, desde que irrigada. (REICHARDT, 1990) As condições meteorológicas influenciam a taxa de evapotranspiração potencial. (MATZENAUER, 1999)

A terceira coluna da planilha foi preenchida com os valores normais mensais de evapotranspiração potencial (mm), obtidas pelo método de Thornthwaite, através das fórmulas 38 a 44. O Anexo C apresenta a planilha de cálculo utilizada para a obtenção da evapotranspiração potencial.

$$ETP = f \times 16 \times \left(\frac{10xt}{I} \right)^a \quad (38)$$

Onde:

ETP = evapotranspiração potencial (mm x mês);

f = fator de ajuste em função da latitude e mês do ano;

t = temperatura média mensal, em °C;

I = índice de calor anual.

Segundo Pereira *et al.* (1997), o valor de I depende da variação anual da temperatura, sendo o índice de calor anual calculado pela seguinte fórmula:

$$I = \sum_{n=1}^{n=12} \left(\frac{t}{5} \right)^{1,514} \quad (39)$$

O expoente "a" é função de I , também é um índice térmico regional podendo ser calculado pela função cúbica do índice anual:

$$a = 6,75 \times 10^{-7} I^3 - 7,71 \times 10^{-5} I^2 + 1,7292 \times 10^{-2} I + 0,49239 \quad (40)$$

Os valores obtidos pela fórmula de Thornthwaite são válidos para meses de 30 dias com 12 horas de luz solar por dia. Como o número de horas de luz por dia muda com a latitude e também há meses com 28 e 31 dias, torna-se necessário fazer correções. Este fator de correção (f) é obtido utilizando as seguintes fórmulas:

$$\delta = 23,45 \times \sin \left[\frac{360}{365} (\varphi - 81) \right] \quad (41)$$

$$h_n = \cos^{-1} [- \tan \varphi \cdot \tan \delta] \quad (42)$$

$$N_h = 2 \times \frac{h_n}{15} \quad (43)$$

$$f = \frac{N}{12 \times 30} \times n \text{ dias} \quad (44)$$

Onde:

N_h = número de horas de luz solar na latitude considerada;

n dias = número de dias do mês em estudo;

δ = valor da declinação solar para dada latitude;

φ = latitude da região.

d) Evapotranspiração para a cultura da soja

A quarta coluna foi preenchida com os valores da evapotranspiração máxima de uma cultura em mm x mês. Conforme Reichardt (1990, p. 101-102) devido a diferenças da interface cultura-atmosfera entre a grama batatais e outras culturas, também em diferentes estádios de desenvolvimento, definiu-se a evapotranspiração máxima de uma cultura (ETM), relacionada à evapotranspiração, através de coeficiente de cultura Kc.

$$ETM = Kc \times ETP \quad (45)$$

Onde:

ETM = evapotranspiração máxima de uma cultura (mm x mês);

Kc = coeficiente de cultura;

ETP = evapotranspiração potencial (mm x mês).

O Kc é determinado experimentalmente para diversas culturas, em diferentes estádios de desenvolvimento, obtidos pela relação da ETM/ETP. “ETM representa, a máxima perda de água que uma cultura sofre, em dado estágio de desenvolvimento, quando não existe restrição de água no solo.” (REICHARDT, 1990, p. 102)

Se o fluxo de água na planta atender à demanda atmosférica e houver água disponível no solo, a evapotranspiração real será igual à evapotranspiração máxima de uma cultura, porém, se houver pouca água e a demanda atmosférica não for atendida, a ETR será menor que a ETM. O ideal para uma cultura é a ETR ser igual à ETM, assim a produtividade não é afetada. (REICHARDT, 1990, p. 103). O Quadro 25 apresenta o coeficiente Kc da soja para diferentes estádios de desenvolvimento.

O Quadro 26 apresenta as médias durante cinco anos de experimentação na estação experimental de Taquari/RS, da evapotranspiração máxima da soja nos diferentes períodos em que foi dividido o ciclo da soja, e observa-se que durante o período de estabelecimento da cultura (S – V2) a ETM é menor, com um valor médio de 2,7 mm.

CULTURA	ESTÁDIOS DE DESENVOLVIMENTO			
	I	II	III	IV
SOJA	0,3-0,4	0,7-0,8	1,0-1,15	0,7-0,8

QUADRO 25 - COEFICIENTES MÉDIOS DA CULTURA DA SOJA EM FUNÇÃO DO ESTÁDIO DE DESENVOLVIMENTO

FONTE: REICHARDT (1990, p. 103); MATZENAUER (1999, p. 39)

O consumo de água aumenta com o desenvolvimento da planta, ocorrendo um maior consumo no início da floração ao início do enchimento de grãos (R1 – R5) e diminuindo no final do ciclo. Em decorrência do elevado índice de área foliar, a soja apresenta um alto valor de ETM em seu ciclo (827,2 mm). (MATZENAUER, 1999, p. 42-43)

SUBPERÍODO ¹	DURAÇÃO MÉDIA (dias)	ETM (mm)	
		TOTAL	MÉDIA DIÁRIA
S - V2	17	46	2,7
V2 - R1	42	264,6	6,3
R1 - R5	40	300	7,5
R5 - R7	38	216,6	5,7
S - R7	137	827,2	6,1

QUADRO 26 - EVAPOTRANSPIRAÇÃO MÁXIMA DA CULTURA DA SOJA EM DIFERENTES SUBPERÍODOS

FONTE: Adaptado de Berlato *et al.* (1986) *apud* MATZENAUER (1999, p. 43)

NOTA: S – semeadura; V2 – planta com folha trifoliada desenvolvida; R1 – início da floração; R5 – início do enchimento de grão; R7 – maturação fisiológica.

e) Diferença entre precipitação e evapotranspiração máxima da cultura

Na quinta coluna da planilha é colocado o resultado da subtração entre precipitação (P) e a evapotranspiração máxima da cultura (ETM). Esta coluna mostra para cada período considerado se houve maior entrada de água no sistema,

expressa por P, ou se houve maior demanda de água pela cultura, expressa por ETM.

f) Acúmulo de perda de água

A coluna negativo acumulado (Neg. Acum.), sexta coluna, está ligada à coluna P-ETM e à coluna armazenamento (ARM). Quando a ETM é maior que P, representa um hipotético déficit de água para a planta. O primeiro valor negativo de P-ETM é colocado na coluna Neg. Acum. sem o sinal. Se o próximo valor de P-ETM também for negativo, ele é somado ao anterior e incluído na coluna do Neg.Acum.

g) Armazenamento

A sétima coluna da planilha é de armazenamento (ARM) onde se inicia a contabilidade. Nesta coluna deve ser utilizado um total de água que ficaria retido no perfil do solo que, no caso da região dos Campos Gerais é 80 mm. (AGRITEMPO, 2009)

O valor limite para a retenção máxima deve ser colocado nesta coluna quando a P-ETM acusar um valor de $P > ETM$, igual, ou acima da retenção máxima. E também quando a soma dos valores positivos e consecutivos de P-ETM for igual ou maior que a retenção máxima.

Quando ocorrer no meio ambiente maior perda de água (ETM) do que ganho de água (P), coloca-se o valor de P-ETM na coluna do Neg-Acum e com esse valor procura-se no Anexo D, o valor da água retida no solo. Este valor é colocado na coluna de armazenamento.

h) Variação no armazenamento ou alteração

Denomina-se alteração (ALT) a variação no armazenamento (ARM) entre os meses consecutivos; isto é, a ALT do mês é igual a diferença do ARM do mês em estudo e do mês anterior. Portanto, a ALT assume valores positivos e negativos, sendo que para um ano médio o somatório anual é igual à zero. A oitava coluna da planilha corresponde a esta variação no armazenamento.

i) Evapotranspiração real

De acordo com MATZENAUER (1999) a evapotranspiração real (ETR) é a perda de água para atmosfera, por evapotranspiração e transpiração, nas condições existentes de fatores atmosféricos e umidade do solo. ETM será igual à ETR quando houver água disponível no solo e o fluxo de água na planta atender à demanda atmosférica (P-ETM positivo em um determinado mês).

Caso contrário, se a P-ETM é negativo, indica que a produtividade está sendo afetada por restrição de água. Neste caso a ETR será igual a P mais o valor absoluto de ALT. Portanto, ETM é utilizado para calcular a demanda climática máxima de uma cultura, em projetos de irrigação. (REICHARDT, 1990). A nona coluna da planilha representa a ER.

j) Déficit hídrico

Se em um mês ocorrer a ETR menor que a ETM, significará que houve déficit hídrico (DEF) naquele mês. Utiliza-se a fórmula 46 para calcular o DEF. A décima coluna na planilha corresponde ao DEF.

$$DEF = ETM - ETR \quad (46)$$

k) Excesso hídrico

Durante as estações chuvosas, se o ARM for igual a CAD, poderá ocorrer excedente hídrico. Nesse caso, ALT é a água necessária para levar o ARM até o valor de CAD. O valor do EXC é colocado na décima primeira coluna da planilha.

O balanço hídrico climatológico permite a quantificação desses termos, tornando-se uma excelente ferramenta para se estudar a implantação e monitoramento de sistemas de irrigação ou drenagem numa região. A fórmula 47 calcula o EXC.

$$EXC = (P - ETM) - ALT \quad (47)$$

l) Método para irrigar a cultura da soja na Região dos Campos Gerais

Um bom sistema de irrigação aumenta a produtividade e a qualidade da cultura irrigada. Para a escolha do melhor método de irrigação para a soja na região dos Campos Gerais, foram analisadas as características do solo da região, como o tipo de solo, declividade, profundidade, textura, a capacidade de retenção do solo e a cultura.

Também foram levadas em consideração as vantagens e limitações associadas a cada método de irrigação com esgotos sanitários tratados, pois deve-se considerar não apenas a safra da cultura, mas também as propriedades do solo e os aspectos de qualidade higiênica após o contato com o efluente. (SOUZA *et al.*, 2008)

O Quadro 27 sintetiza algumas vantagens e limitações associadas a cada método de irrigação com esgotos sanitários tratados.

MÉTODO DE IRRIGAÇÃO	FATORES QUE AFETAM A SELEÇÃO	MEDIDAS DE PROTEÇÃO
INUNDAÇÃO	Menor custo; baixa eficiência de uso de água; maior risco de contaminar a água subterrânea; não é necessário nivelar precisamente o terreno.	Adequada seleção de culturas, proteção dos agricultores e pessoal de operação do sistema de irrigação, manejo adequado da irrigação para minimizar riscos de contaminação do lençol.
SULCOS	Custo baixo; nivelamento é necessário; eficiência relativamente baixa do uso da água.	Idem.
ASPERSÃO	Custo médio a elevado; boa eficiência de uso da água; não é necessário nivelar o terreno; fácil adaptação em terrenos com declive elevado; riscos potenciais à saúde e restrição de qualidade da água em termos de efeitos sobre as plantas.	Idem. Proteção das comunidades circunvizinhas. Efluentes anaeróbios podem provocar mau cheiro.
GOTEJAMENTO	Custo elevado; alta eficiência de uso de água e produtividade agrícola; não é necessário nivelar o terreno; fácil adaptação em terrenos com declive elevado; menores riscos potenciais à saúde e menores restrições de qualidade da água em termos de efeitos sobre as plantas e o solo; maior restrição de qualidade da água em relação à operação dos sistemas de irrigação.	Proteção do pessoal de operação do sistema de irrigação. Pré-tratamento para evitar a obstrução dos emissores.

QUADRO 27 - FATORES QUE AFETAM A ESCOLHA DO PROCESSO DE IRRIGAÇÃO E AS MEDIDAS PROTETIVAS REQUERIDAS QUANDO SE UTILIZAM ESGOTOS

FONTE: Adaptado de BREGA FILHO e MANCUZO (2003); MENDONÇA *et al.* (2003)

Foi desenvolvido o mapa de aptidão das terras do estado do Paraná para disposição final do lodo de esgoto como ferramenta para o zoneamento, de áreas potencialmente aptas para utilização agrícola do lodo.

O objetivo do mapa foi evitar problemas de contaminação e degradação dos recursos hídricos, melhorar as condições dos solos, aumentar a produção agrícola e diminuir custos de produção dos agricultores, proporcionando vantagens nos aspectos sanitários, ambientais e sociais.

Assim como no lodo, no efluente também se faz necessário definir aspectos do solo e a influência que esse terá após o contato com o efluente. (SOUZA *et al.*, 2008). O Quadro 28 apresenta os aspectos que influenciam a aptidão das terras do Estado do Paraná para uso de efluentes na agricultura, adaptado de material elaborado para lodo de esgotos.

ASPECTOS	APTIDÃO DAS TERRAS PARA USO DE EFLUENTE NA AGRICULTURA
Profundidade do solo e do lençol freático	O solo como meio filtrante, dificulta a lixiviação de nutrientes, podendo ocorrer à contaminação do lençol freático. No entanto, deve-se levar em consideração o nível de nitrogênio e potássio, pois podem causar problemas de contaminação. Recomenda-se uma profundidade do solo mínima de 1,5 m.
Textura	A textura está relacionada com a capacidade de filtração e percolação do lodo/efluente no solo.
Erosão	O grau de erosão do solo é fundamental para averiguar o risco de escoamento superficial, definido na maioria das vezes pela associação das características de relevo.
Relevo	Diretamente ligado à velocidade de escoamento superficial das águas, e consequentemente à susceptibilidade à erosão. Recomenda-se sua utilização em áreas com declividade até 8%, admitindo declividades até 20%.
Estrutura	Relacionado à organização das partículas que formam os agregados do solo.
Drenagem e Hidromorfismo	Solos mal drenados podem criar condições favoráveis à manutenção de patógenos, prejudiciais à atividade de degradação biológica da matéria orgânica.

QUADRO 28 - ASPECTOS QUE INFLUÊNCIAM A APTIDÃO DAS TERRAS DO ESTADO DO PARANÁ PARA USO DE EFLUENTES NA AGRICULTURA

FONTE: ANDREOLI; PEGORINE; FERNANDES (2001) *apud* SOUZA *et al.* (2008)

m) Verificação da taxa de aplicação de N e P

Segundo Monteiro (2009) os nutrientes fornecidos pelo solo devem estar em concentrações adequadas às necessidades de cada fase do desenvolvimento das plantas. Os elementos nitrogênio, fósforo e potássio são considerados fatores limitantes para o crescimento vegetal e eles são frequentemente fornecidos ao solo através dos fertilizantes. (RAVEN *et al.*, 1978 *apud* MONTEIRO, 2009)

O alto teor de proteína dos grãos de soja resulta em uma demanda de, aproximadamente, 80 kg de nitrogênio para cada 1.000 kg de grãos produzidos, ou seja, rendimentos de 3.000 kg/ha implicam na necessidade de 240 kg de N, porém a eficiência do uso de fertilizantes nitrogenados é dificilmente maior que 50%, então, seria necessário aplicar 480 kg de N para obter este nível de produção. (HUNGRIA; CAMPO; MENDES, 2007, p. 11)

Para se determinar a taxa de aplicação de N e P na cultura, foi levado em consideração quanto a soja necessita de N e P por área plantada (ver Quadro 29), e quanto o efluente tratado fornece de NT (nitrogênio total) e P (ver Tabelas 2 e 3). O Quadro 29 apresenta as quantidades médias de nutrientes, para cada tonelada de grão produzida.

PLANTA	MACRONUTRIENTES (kg/ton de grão)						
	NT	P	K	Ca	Mg	S	
EXTRAÇÃO ⁽¹⁾	82	7,5	24,5	12,2	6,7	15,4	
PLANTA	MICRONUTRIENTES (g/ton de grão)						
	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn	Cl
EXTRAÇÃO ⁽¹⁾	2,0	10	70	30	7	40	260

QUADRO 29 - EXIGÊNCIAS NUTRICIONAIS PARA A PRODUÇÃO DE 1 TONELADA DE GRÃOS DE SOJA

FONTE: EMBRAPA (1999) *apud* VITTI; TREVISAN (2000)

NOTA: ⁽¹⁾ Os valores correspondentes à extração referem-se a quantidade do nutriente contida na parte aérea da cultura, incluindo os grãos.

Considerando os dados do Quadro 29, observa-se que o nitrogênio e o potássio são os nutrientes mais extraídos pela soja, seguindo-se o enxofre, cálcio, fósforo e magnésio. (EMBRAPA, 1999)

Dentre os três macronutrientes primários (N, K e P) o P é o menos extraído, porém, normalmente é o nutriente utilizado em maior quantidade, seja pelo baixo teor no solo, seja pela sua dinâmica nos solos tropicais (fixação). (VITTI; TREVISAN, 2000)

Em relação aos micronutrientes é importante observar as pequenas quantidades necessárias para a manutenção da cultura. Eles são importantes para o bom desenvolvimento e rendimento de grãos. (EMBRAPA, 1999)

3.2.3 Cálculo do Volume de Reservação do Efluente

O volume do reservatório para o efluente da ETE dependerá de diversos fatores, sendo um deles a demanda hídrica da cultura de soja. Foram propostos três cenários para determinar a capacidade do reservatório (volume total), visando o armazenamento da água em épocas desfavoráveis à irrigação e o lançamento em corpos d'água receptores.

Para a simulação dos reservatórios foram utilizadas planilhas em Excel. Os cenários de cada simulação são descritos a seguir:

a) Cenário 1

Neste cenário acumularam-se os volumes que entram no reservatório a partir do mês de abril. O plantio será feito em novembro e a partir deste mês será realizada a irrigação da cultura. O balanço de volumes do reservatório será realizado mês a mês, entre as entradas (efluente) e as saídas (irrigação e descarte). A irrigação ocorre apenas até o mês de março, momento no qual ocorre a colheita. Neste cenário o efluente será armazenado durante todo o ano (de abril a março), sendo o efluente armazenado utilizado na irrigação da cultura de soja e o excesso descartado no rio nos meses em que a vazão do rio está alta.

Ao final de 12 meses o reservatório terá um determinado volume acumulado, visto que as demandas de irrigação são menores do que o volume afluente anual. Este excesso é descartado no corpo d' água receptor nos meses de novembro a

março, mesmo período que a cultura de soja será irrigada, conforme apresenta o Quadro 30.

b) Cenário 2

Idem ao anterior, porém o reservatório não armazenará os efluentes durante os meses de dezembro a março, verão no sul do Brasil, sendo os mesmos despejados diretamente no rio, uma vez que nesta época do ano a vazão do rio é alta, o que contribui para a diluição do efluente.

c) Cenário 3

Neste cenário, somente será armazenado o efluente durante os meses de julho a setembro, inverno no sul do Brasil, caracterizados por baixas vazões nos rios devido a menores frequências e volumes de precipitações. No mês de outubro, o volume armazenado fica em repouso (isto é, não há entrada nem saída do reservatório) cujo objetivo é conferir maior polimento no efluente. Nos meses de novembro a março o efluente será utilizado na agricultura.

O Quadro 30 apresenta o resumo dos três cenários processados para determinar a capacidade do reservatório, visando o armazenamento da água em épocas desfavoráveis à irrigação e ao lançamento em corpo d'água receptor.

SITUAÇÃO	PERÍODO DE ARMAZENAMENTO (MESES)	PERÍODO DE REPOUSO DO EFLUENTE ARMAZENADO (MESES)	PERÍODO DE DESCARTE (MESES)	PERÍODO DE IRRIGAÇÃO (MESES)
1	Abril a abril	-----	Novembro a março	Novembro a março
2	Abril a novembro	-----	Dezembro a março	Novembro a março
3	Julho a setembro	outubro	Abril a junho e outubro a março	Novembro a março

QUADRO 30 - SIMULAÇÕES DE RESERVAÇÃO DO EFLUENTE

FONTE: A autora (2010)

3.2.4 Concepção do Sistema de Reservação Aplicando o Conceito de Reservatório Profundo de Estabilização e Custos de Implantação

O conceito de reservatório profundo de estabilização foi aplicado ao reservatório, com base em literatura internacional, principalmente utilizando o autor Juanicó. Foi utilizada a carga orgânica superficial recomendada para este tipo de reservatório. Considerando a carga orgânica adotada foi determinada a área e a profundidade ideal do reservatório profundo.

Como a possibilidade de se utilizar reservatórios profundos está vinculada à profundidade e tipo de solos, foi realizado um estudo sobre a região de Ponta Grossa, Paraná, para verificação da possibilidade de implantar este tipo de reservatório.

A verificação da eficiência no reservatório profundo foi realizada com base em referências bibliográficas internacionais.

A estimativa de custos de implantação foi considerada especificamente para a ETE Ronda e a sua vazão. Foi realizado o orçamento para a implantação do projeto e levantado às vantagens e desvantagens do projeto, de modo que se verifique a viabilidade do investimento. Os custos para a execução do reservatório profundo de estabilização, foram apresentados por uma empresa da área da construção civil e pelo Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DE ETE COMPOSTA POR RALF E LAGOA DE POLIMENTO

Para a caracterização do efluente da ETE Ronda são apresentados: os dados de parâmetros de projeto e operação, a média da variação mensal da vazão, a avaliação da eficiência do sistema e, o coeficiente de decaimento bacteriano.

4.1.1 Verificações dos Parâmetros de Projeto

A Tabela 1 apresenta os valores adotados no projeto do reator RALF e da lagoa, os valores calculados em condições reais de operação da estação e os valores recomendados pela literatura técnica especializada.

O valor da contribuição volumétrica *per capita* adotado no projeto foi de 175 L/hab.d. Conforme o estudo populacional, elaborado para subsidiar o projeto de concepção do sistema de esgotamento sanitário de Ponta Grossa, baseado em dados, devidamente ajustados, da SANEPAR, COPEL, IBGE e da Prefeitura Municipal de Ponta Grossa, a população atendida na bacia Ronda, prevista para o ano de 2010 é de 52.526 hab. (COBRAPE, 1998).

Considerando a vazão atual e a população prevista para o ano de 2010, a contribuição volumétrica *per capita* é de 139,8 L/hab.d. A NBR 7229 (ABNT, 2003) cita que, para projeto de residências de médio padrão, a contribuição *per capita* de esgoto de 130 L/hab.d é bastante adequada, portanto o valor encontrado está próximo ao valor recomendado na literatura.

A contribuição orgânica adotada de projeto foi 54 g DBO/hab.d, valor igual ao recomendado pela NR 570 (ABNT/1990) na ausência de investigação local. A NBR 12.209 (ABNT/1992) recomenda que na ausência de investigação local, podem ser utilizados valores na faixa de 45 a 60 g DBO/hab.d. Considerando a população

prevista para o ano de 2010, a vazão e a concentração de DBO atual, a contribuição orgânica *per capita* encontrada foi de 25 gDBO/hab.d, inferior ao recomendado na literatura.

TABELA 1 - ETE RONDA (SANEPAR): VERIFICAÇÃO DOS PARÂMETROS DE PROJETO E OPERAÇÃO

DADOS E PARÂMETROS	UNIDADE	VALOR DE PROJETO	VALOR CALCULADO	VALOR RECOMENDADO
REATOR RALF				
Vazão média afluyente total	L/s	123	85	-
Vazão média afluyente total	m ³ /d	10627	7344	-
Vazão média afluyente para cada RALF	m ³ /d	5313	3672	-
Contribuição volumétrica <i>per capita</i>	L/hab.d	175	139,8	130*
Contribuição orgânica <i>per capita</i>	g/hab.d	54	25	54**
Carga hidráulica volumétrica	m ³ /m ³ d	4,1	2,8	< 5,0***
TDH para cada RALF	h	5,7	8,3	8 a 10***
Velocidade ascensional superficial média	m/h	1,07	0,7	0,5 a 0,7***
Concentração afluyente de DBO	mg/L	269	182	-
Carga afluyente de DBO	kgDBO/d	2858	1336	-
Carga afluyente de DBO para cada RALF	kgDBO/d	1429	668	-
Carga orgânica volumétrica de DBO para cada RALF	kgDBO/m ³ .d	1,1	0,5	-
Concentração afluyente de DQO	mg/L	-	459	-
Carga afluyente de DQO	kgDQO/d	-	3370	-
Carga afluyente de DQO para cada RALF	kgDQO/d	-	1685	-
Carga orgânica volumétrica de DQO	kgDQO/m ³ .d	-	1,3	< 2,5 – 3,0***
LAGOA DE POLIMENTO				
Vazão média na lagoa	L/s	123	85	-
Carga afluyente de DBO	kgDBO/d	571	267	-
Carga orgânica superficial	kg/ha.d	310	145	-
TDH	d	6,9	10	15-45****
Profundidade	m	4,0	-	4,0-5,0 para lagoa anaeróbia e 1,5-3,0 para lagoa facultativa****

FONTE: *NBR 7229 (ABNT/2003), ** NB 570 (ABNT/1990), ***CHERNICHARO (2007), ****VON SPERLING (1996), COBRAPE (1998)

NOTA: Para carga afluyente de DBO na lagoa foi considerado eficiência do RALF de 80%, tanto para projeto como para o calculado.

No reator RALF o tempo de detenção hidráulica de projeto é baixo, apresentando valor de 5,75 horas, entretanto para o valor calculado em condições reais o TDH foi de 8,3 horas, este valor está na faixa recomendada por Chernicharo (2007). De acordo com Chernicharo *et al.* (1999) reatores anaeróbios UASB, operando com baixos TDH ou altos valores de CHV, podem prejudicar o seu desempenho, pois estão sujeitos a ocorrer perdas excessivas de biomassa, redução do tempo de residência celular e possibilidade de falha do sistema, uma vez que o tempo de permanência da biomassa no reator pode ser inferior ao seu tempo de crescimento.

O valor da velocidade ascensional superficial de projeto está acima do que o recomendado por Chernicharo (2007), de 0,5 a 0,7 m/h, todavia, para a vazão média calculada, o valor obtido de 0,74 m/h se enquadra dentro do recomendado, não afetando o desempenho do reator RALF.

A respectiva carga hidráulica volumétrica calculada em condições reais foi de $2,8 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$, enquanto a carga hidráulica volumétrica de projeto foi $4,1 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$. Os valores se enquadram no valor citado por Chernicharo (2007), o qual recomenda que a carga hidráulica volumétrica não ultrapasse $5,0 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$. A carga orgânica volumétrica de DBO de projeto foi $1,1 \text{ kgDBO}/\text{m}^3.\text{d}$ e a carga orgânica volumétrica de DBO e DQO, calculada em condições reais foram de $0,5 \text{ kgDBO}/\text{m}^3.\text{d}$ e $1,3 \text{ kgDQO}/\text{m}^3.\text{d}$, respectivamente. Os valores encontrados estão dentro dos padrões estipulados por Chernicharo (2007).

No que diz respeito à lagoa, observa-se na Tabela 1 que o tempo de detenção hidráulica foi de 10 dias, em condições reais de operação do sistema, com a vazão média de 85 L/s.

Von Sperling (1996, p. 28), cita que o TDH em uma lagoa facultativa varia de 15 a 45 dias e em lagoa anaeróbia varia de 3 a 6 dias. Com TDH superior a 6 dias a lagoa anaeróbia pode se comportar como facultativa. O TDH na lagoa da ETE Ronda foi de 10 dias para o valor calculado e 6,9 dias para o valor de projeto, portanto a lagoa pode ser considerada como facultativa.

A carga orgânica superficial tem como base a necessidade de uma área na lagoa exposta à luz solar, para que ocorra a fotossíntese e com isso ter uma produção de oxigênio suficiente para estabilizar a matéria orgânica. Von Sperling (1996, p. 27), adota a carga de 120 a 240 kg/ha.d para regiões com inverno e

insolação moderada, 100 a 180 kg/ha.d para regiões com inverno frio e baixa insolação e 240 a 350 kg/ha.d para regiões quentes e insolação elevada. A respectiva carga orgânica na ETE apresenta média de 145 kg/ha.d, valor que se enquadra no adotado por Von Sperling para inverno e insolação moderada e bem inferior ao de projeto, de 310 kg/ha.d.

A lagoa da ETE possui profundidade de 4,0 m e Von Sperling (1996, p. 55) relata que a lagoa anaeróbia emprega profundidade elevada para garantir que as condições anaeróbias prevaleçam e se evite que a lagoa trabalhe como facultativa. Os valores adotados são de 4,0 a 5,0 m de profundidade para lagoa anaeróbia e de 1,5 a 3,0 m para lagoa facultativa.

A remoção dos nutrientes recebe influência da profundidade, sendo maior em lagoas rasas. Já a remoção de material orgânico, sólidos em suspensão e patógenos independem da profundidade. Deste modo, quando o efluente for utilizado para irrigação, é preferível utilizar lagoas com mais de 1,0 m de profundidade, para se manter os nutrientes. Entretanto, para lançamento em corpos d'água superficiais, as lagoas com menores profundidades, de 0,4 a 0,6 m, são indicadas a fim de evitar a eutrofização. (CAVALCANTI *et al.*, 2001)

A lagoa possui profundidade maior do que a recomendada pela literatura. Presume-se que esse aumento de volume seja para um período maior de armazenamento do lodo. A lagoa da ETE funciona há 21 anos e nunca teve o lodo acumulado retirado do seu fundo. Este lodo acumulado é resultado dos sólidos em suspensão remanescentes do reator RALF e inclui areia e microorganismos sedimentados. A taxa média de acúmulo de lodo em lagoas facultativas é baixa, sendo na ordem de 0,03 a 0,08 m³/ha.ano (Arceivala, 1981 *apud* Von Sperling, 1996, p. 45), portanto, o lodo pode se acumular por muitos anos sem a necessidade de remoção, a menos que a carga da lagoa esteja alta.

O ideal seria projetar duas lagoas de pós-tratamento do reator RALF para que, após vários anos de operação, serem colocadas fora de serviço para drenagem e remoção do lodo acumulado, isto é, enquanto é realizada a limpeza em uma lagoa, a outra que está em operação recebe todo o esgoto.

4.1.2 Variação Sazonal da Vazão

O Gráfico 3 apresenta as vazões de águas residuárias afluentes ao reator RALF no período de janeiro de 2009 a março de 2010, contabilizando 15 meses.

A vazão foi medida quatro vezes ao dia, nos seguintes horários: 8h30min, 10h30min, 14h e 16h. Com essas medições foram obtidas as médias diárias e mensais, sendo o valor médio da vazão afluente de 85 L/s, valor este inferior ao da vazão de projeto (123 L/s). Na lagoa, não foram consideradas as perdas por infiltração nem por evaporação, portanto, a vazão afluente é igual a efluente, mesmo tendo conhecimento que perdas podem ocorrer e ocasionar a diminuição da vazão.

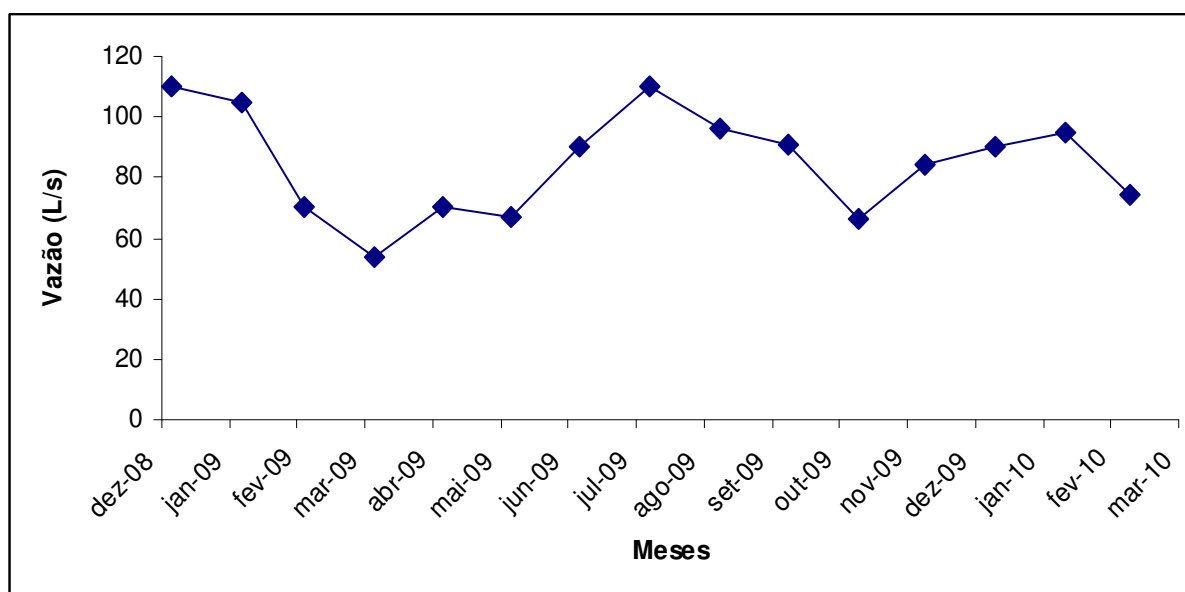


GRÁFICO 3 - ETE RONDA: VAZÃO AFLUENTE AO REATOR RALF – JAN/2009 A MAR/2010

FONTE: Dados da pesquisa (2010)

No Gráfico 3 percebe-se que no mês de abril a vazão começa a aumentar, atingindo o pico no mês de julho. Isto se deve ao significativo aumento das chuvas no mês de julho de 2009. Segundo o Instituto Tecnológico SIMEPAR (2009), o volume de chuvas no mês de julho alcançou 233 mm, sendo 137 mm acima da

média do mês, pois geralmente julho é considerado um mês com poucas chuvas, muito frio e tempo seco.

4.1.3 Parâmetros de Avaliação da Eficiência

Na Tabela 2 são apresentados os resultados médios e suas respectivas eficiências, obtidos com a caracterização qualitativa do afluente e efluente da lagoa, na ETE Ronda no período de monitoramento, realizadas pelo laboratório da SANEPAR.

A Tabela 3 apresenta os resultados médios e as respectivas eficiências, dos parâmetros analisados no afluente, efluente do RALF e efluente da lagoa, na ETE Ronda no período de monitoramento, realizadas no laboratório de engenharia ambiental da PUCPR.

TABELA 2 - ETE RONDA: VALORES MÉDIOS E EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DAS ANÁLISES REALIZADAS PELO LABORATÓRIO DA SANEPAR

PARÂMETROS MÉDIOS	AFLUENTE (mg/L)	EFLUENTE LAGOA (mg/L)	E (%) SISTEMA	NR. DE AMOSTRAS
DQO	459	127	72	15
DBO	182	36	80	15
SSed.	3,4	0,15	96	15
SST	114	33	70	15
P – PO₄	5,1	4,3	16	15
pH	Faixa de 6,1 a 7,3	Faixa de 6,1 a 8,1	-----	15

FONTE: CONSTANTE (2010)

TABELA 3 - ETE RONDA: VALORES MÉDIOS E EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DAS ANÁLISES REALIZADAS NO LABORATÓRIO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DA PUCPR

PARÂMETROS	AFLUENTE (mg/L)	EFLUENTE RALF (mg/L)	E (%) RALF	EFLUENTE LAGOA (mg/L)	E (%) LAGOA	E SISTEMA (%)	NR. DE AMOSTRAS
N - NH₃	18,4	11,9	35	8,6	27	53	8
N – orgânico	8,6	3,2	62	3,6	Neg	58	8
NTK	27,0	15,1	44	12,2	19	55	8
N - NO₃	3,2	0,9	72	1,6	Neg	51	9
N - NO₂	0,1	0,0	-	0,0	53	53	5
<i>E. coli</i>	5,59E+06	6,92E+05	88	5,05E+04	93	99,10	10
CT	4,22E+07	4,19E+06	90	5,08E+05	88	98,80	10

FONTE: Dados da pesquisa (2010)

Os dados na íntegra, que originaram as tabulações das Tabelas 2 e 3, encontram-se nos Apêndices C, D e E. As médias aritméticas, o desvio padrão aritmético e o coeficiente de variação dos parâmetros analisados no período de monitoramento do sistema, com exceção dos valores de coliformes totais e *E. coli*, que são apresentados através das médias geométricas e dos desvios padrão aritméticos recomendados por Von Sperling (2009, p. 406), encontram-se nos Apêndices A e B.

4.1.3.1 Análises Físico-Químicas

A média de DBO afluente foi de 182,2 mg/L, o que caracteriza esgoto médio segundo Metcalf & Eddy (1991), cujos parâmetros propostos de classificação para

as condições do esgoto são: até 100 mg/L-fraco, de 101 a 200 mg/L-médio e de 201 a 300 mg/L-forte.

Os resultados médios de remoção total de DQO e de DBO foram de 72,2% e 80,1%, respectivamente. As concentrações de DQO no efluente final variaram entre 282 a 57 mg/L, enquanto as concentrações de DBO variaram de 92 a 10 mg/L. Apenas um resultado de DQO e de DBO não atingiu o padrão de lançamento estipulado pela Resolução SEMA 001/07, de DQO até 225 mg/L e DBO₅ de até 90 mg/L. Estes resultados podem ter sido influenciados pelas algas e material em suspensão que também foram mais elevados nesta lagoa.

Observa-se no Apêndice C, que no dia 15/06/09, o valor de DBO efluente na lagoa foi maior que o afluente, esta elevada concentração deve estar relacionada a presença de algas.

Não foi possível obter a eficiência de remoção de matéria orgânica no reator RALF, pois a SANEPAR somente realiza análises no afluente do reator e na saída da lagoa. Entretanto, Chernicharo (2007) relata que a eficiência de remoção de DBO e de DQO no reator RALF é da ordem de 65 a 75%. Considerando a eficiência de 70% do reator, esperam-se efluentes com valores de DQO 137,7 mg/L e DBO 54,6 mg/L.

Os sólidos sedimentáveis foram bem removidos, com a eficiência de 95,7% e a média do efluente final de 0,15 mL/L. Os valores de SST no efluente final variaram de 6 a 93 mg/L. Nota-se que a média de SST afluente é 114,2 mg/L, o que caracteriza esgoto fraco segundo Metcalf & Eddy (1991), cujos parâmetros propostos de classificação para as condições do esgoto são: até 100 mg/L-fraco, de 100 a 300 mg/L-médio e de 300 a 500 mg/L-forte.

O Apêndice C apresenta os valores de pH nos dias das coletas, e o Apêndice A os valores máximos e mínimos, os quais variaram de 7,3 a 6,1 no afluente e de 8,1 a 6,1 no efluente.

A profundidade da lagoa afeta indiretamente o pH, pois quanto maior a profundidade menor é a massa de água onde ocorre a fotossíntese, reduzindo assim o consumo biológico de CO₂ e consequentemente reduzindo o pH. Em contrapartida, se a lagoa de polimento é rasa pode haver um aumento considerável do pH. Como a lagoa da ETE é relativamente profunda, tendo 4 m, não é possível o aumento do pH.

Com relação à remoção de fósforo, o sistema apresentou uma baixa eficiência média global, de 16%, comprovando que o sistema não remove fósforo. Em três análises de fósforo, o valor do efluente foi maior que o afluente e, em uma análise a eficiência foi zero. A remoção do fósforo pode ocorrer pela precipitação dos fosfatos em condições de elevado pH, acima de 8. (VON SPERLING, 1996, p. 106). Como observado, o pH da lagoa variou entre 6,1 a 8,1, na maioria das vezes abaixo de 8, não sendo suficiente para a remoção de fósforo. A média de fósforo afluente é 5,1 mg/L, o que caracteriza condição de esgoto fraco, conforme Metcalf & Eddy (1991), pois até 10 mg/L é fraco, de 11 a 20 mg/L médio e de 21 a 50 mg/L é considerado forte, segundo os autores.

As análises de nitrogênio são indicativas nos processos de tratamento, para a verificação da carga de nutrientes lançados em corpo d'água. Conforme Jordão; Pessoa (1995, p. 20), o nitrogênio presente no esgoto fresco está combinado na forma de proteína e uréia; as bactérias ao oxidarem biologicamente a matéria orgânica, transformam o nitrogênio presente primeiramente em amônia, depois em nitritos e por último em nitratos. A idade do esgoto e/ou a sua estabilização em relação à demanda de oxigênio é indicada de acordo com as concentrações e várias formas em que o nitrogênio aparece.

A Tabela 3 apresenta os valores médios no afluente, efluente do RALF e efluente da lagoa, além das eficiências de remoção no RALF e na saída da lagoa, de nitrogênio total Kjeldahl, amoniacal, orgânico, nitrito e nitrato, para o período da pesquisa. Os valores detalhados constam no Apêndice B e D.

Conforme se pode observar, as concentrações médias de nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal e orgânico no afluente ao sistema foram de 27 mg/L, 18,4 mg/L e 8,6 mg/L, respectivamente.

As concentrações efluentes do reator RALF foram de 15,1 mg/L, 11,9 mg/L e 3,2 mg/L, para, as concentrações médias de nitrogênio total Kjeldahl, amoniacal e orgânico. O efluente da lagoa teve concentrações de 12,2 mg/L, 8,6 mg/L e 3,6 mg/L para os três parâmetros citados.

Verificou-se redução da concentração de nitrogênio total Kjeldahl e amoniacal ao longo do sistema de tratamento, tendo como concentrações médias no efluente final 12,2 mg/L de nitrogênio total Kjeldahl e 8,6 mg/L para o nitrogênio amoniacal.

Para o nitrogênio orgânico pode-se observar redução no reator RALF e um pequeno aumento da concentração na lagoa de polimento, tendo como valor médio no efluente final 3,6 mg/L.

Conforme Peng *et al.* (2005) *apud* Miwa; Freire; Calijuri (2007), o nitrogênio orgânico é convertido a amoniacal sob ambas as condições: anaeróbia e aeróbia. E segundo Bronk *et al.* (1994) *apud* Miwa; Freire; Calijuri (2007), no fitoplâncton, cerca de 25% a 41% do nitrogênio inorgânico dissolvido assimilado pode ser rapidamente liberado de volta para a coluna de água na forma de nitrogênio orgânico dissolvido. Para Flynn & Berry (1999) *apud* Miwa; Freire; Calijuri (2007), muito deste nitrogênio orgânico dissolvido liberado pode estar na forma de aminoácidos combinados, por isso o pequeno aumento da concentração de nitrogênio orgânico na lagoa.

As eficiências médias de remoção de nitrogênio total Kjeldahl foram de 44% e 19% para o reator RALF e lagoa de polimento, respectivamente. Para o nitrogênio amoniacal e orgânico as eficiências médias de remoção foram de 35% e 62% para o RALF e 27% e -12% para a lagoa de polimento. Os desempenhos do sistema de tratamento na remoção de nitrogênio total, amoniacal e orgânico foram de 55%, 53% e 58%, respectivamente. O reator RALF e a lagoa de polimento apresentaram um desempenho ruim na remoção do nitrogênio total, amoniacal e orgânico, como consequência, as eficiências do sistema foram baixas.

A remoção da amônia pode ocorrer pela volatilização, e é influenciada pelas condições de elevado pH. As lagoas com menores profundidades (menos que 1,0 m) removem bem a amônia, pois o pH tende a ser alto, intensificando a fotossíntese que toma lugar em todo o volume da lagoa, porém a lagoa possui profundidade de 4,0 m, não sendo propícia a remoção. (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005)

Quanto ao nitrato, pode-se observar na Tabela 3, que conforme esperado para um tratamento anaeróbio, as concentrações no efluente do reator RALF não tiveram um aumento significativo em relação ao afluente. Este fato ocorre pela falta de oxigênio no sistema para oxidar, a amônia a nitrito, e este a nitrato. A média de nitrogênio total afluente de 27 mg/L, amoniacal de 8,4 mg/L e orgânico de 8,6 mg/L, caracterizam condição de esgoto fraco conforme Metcalf & Eddy (1991), pois os autores consideram o esgoto fraco quando o nitrogênio total está em torno de 25 mg/L, o amoniacal em torno de 15 mg/L e o orgânico em torno de 10 mg/L. Todos os

resultados de nitrogênio amoniacal total atingiram o padrão de lançamento estipulado pela Resolução SEMA 001/07, de 20 mg/L.

4.1.3.2 Análises Bacteriológicas

Os esgotos sanitários possuem grande variedade de organismos patogênicos, portanto na impossibilidade de se determinar todos os tipos de organismos patogênicos comumente presentes em esgotos, recorre-se aos organismos indicadores. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 1989) os organismos indicadores da qualidade microbiológica dos esgotos tratados para uso na irrigação de culturas agrícolas são os coliformes fecais (expresso em NMP/100 mL) e os ovos de helmintos (expresso em nº de ovos/L).

No Apêndice B são mostrados os valores médios, máximos e mínimos encontrados para CT e *E. coli*. As concentrações afluentes de coliformes totais variaram de $3,00 \times 10^5$ NMP/100 mL a $2,28 \times 10^8$ NMP/100 mL e para *E. coli* de $1,00 \times 10^5$ NMP/100 mL a $3,93 \times 10^7$ NMP/100 mL. Os valores situam-se dentro dos limites citados por Bastos; Bevilacqua; Keller (2003, p. 76), o qual relatam de 10^6 a 10^8 coliformes fecais/100 mL, como os valores usualmente presentes nos esgotos sanitários.

Cavalcanti *et al.* (2001, p. 7 e 12), relatam que o esgoto bruto pode ter uma concentração da ordem de 10^7 a 10^9 CF/100 mL e que a OMS recomenda um efluente com no máximo de 10^3 CF/100 mL para irrigação irrestrita. Portanto a redução no número de CF deveria ser na ordem de 10^4 CF/100 mL, considerando uma concentração afluente de 10^7 CF/100 mL, ou seja, a eficiência desejada de remoção deveria estar na faixa de 99,99%.

Os valores médios encontrados no reator RALF foram de $4,19 \times 10^6$ NMP/100 mL para CT e $6,92 \times 10^5$ NMP/100 mL para *E. coli*, conforme Tabela 3. O reator RALF removeu 1 log e teve maior eficiência para a remoção de coliformes totais, sendo 90,1%. Observa-se no Apêndice E, que os valores das análises do efluente do reator RALF de CT e *E.coli* do dia 25/08/09 e de CT no dia 10/05/10 foram maiores do que o afluente e, com isso, a eficiência foi negativa. Presume-se que o funcionamento do

reator pode ter sido prejudicado por excesso de sólidos no reator descarregado junto com o efluente, ou tenha havido carga hidráulica momentânea em excesso.

Em análises do efluente da ETE Ronda, observou-se que a taxa média geométrica de coliformes totais analisada na saída da lagoa foi de $5,08 \times 10^5$ NMP/100 mL e *E. coli* foi de $5,05 \times 10^4$ NMP/100 mL. Na lagoa a maior eficiência foi na remoção de *E. coli* de 92,7% e de 87,9% para remoção de CT.

No Apêndice E observa-se que no dia 9/11/09 as análises de CT e *E. coli* do efluente da lagoa foram maiores do que o afluente e, com isso, a eficiência foi negativa. Também no dia 26/10/09 as eficiências de remoção foram baixas, 1% para CT e 39,5% para *E. coli*.

A eficiência global do sistema para coliformes totais foi de 98,8% e para *E. coli* foi de 99,1%. As eficiências apresentadas foram compatíveis com as encontradas por Santos (2003), de 99,3% para *E. coli* no estudo de um sistema reator UASB seguido por uma lagoa de polimento, tratando águas residuárias domésticas.

Foram realizadas 10 análises no período compreendido entre 25/08/09 a 10/05/10. Este número de análises foi insuficiente para afirmar com certa confiabilidade os resultados de eficiência do sistema, porém, é possível observar uma tendência em relação às eficiências médias na remoção de coliformes totais e *E. coli* da ordem de 1 unidade logarítmica, tanto para o reator RALF quanto para a lagoa, representando uma eficiência global no sistema RALF e lagoa de polimento da ordem de 2 unidades logarítmicas.

Para *E. coli* não existe padrão para lançamento de efluente e reuso. O CONAMA n.º 357 fixa somente o padrão de coliformes termotolerantes para o corpo hídrico receptor e demais usos, entretanto a *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

Cabe ressaltar que a *E. coli* é a principal bactéria do grupo de coliformes fecais (termotolerantes), ela difere dos coliformes totais e dos termotolerantes, pois é a única que garante que a contaminação é exclusivamente fecal. Diante deste fato, a *E. coli* tem sido bastante utilizada como indicadora de contaminação fecal e por isso foi utilizada no trabalho.

A Resolução n.º 357 do CONAMA define que para rio com classe de qualidade 3, o padrão de coliformes termotolerantes para o corpo hídrico receptor, deve ser menor ou igual a 2.500/100 mL. As recomendações da USEPA para irrigação irrestrita é ausência de coliformes termotolerantes e para a restrita 200/100 mL de coliformes termotolerantes.

A OMS recomenda valores de coliformes termotolerantes inferiores a 10^3 NMP/100 mL para o uso de águas residuárias na irrigação de culturas a serem comidas cruas, campos de esporte e parques e jardins. Para as culturas processadas industrialmente, cereais, forragens, pastagens e árvores não há recomendações. Já o PROSAB recomenda para a irrigação irrestrita valores menores do que de 10^3 /100 mL de coliformes termotolerantes e para a irrigação restrita, valores menores do que de 10^4 /100 mL de coliformes termotolerantes.

É possível evidenciar que os valores de coliformes totais e *E. coli* estão acima do limite máximo permitido nas recomendações da OMS, USEPA e PROSAB. Assim, a qualidade do efluente verificada na ETE Ronda não está adequada para fins de irrigação agrícola, sendo necessária mais uma unidade de tratamento para atingir os padrões recomendados. Todavia, o reator RALF seguido pela lagoa de polimento apresenta-se como uma alternativa viável para o tratamento de águas residuárias para despejo em corpo d'água receptor.

É importante salientar que a lagoa de polimento apresentou características que não favoreceram a remoção de coliformes, como o pH próximo da neutralidade e geometria da lagoa. Para uma melhor eficiência na remoção de coliformes, a configuração ideal da lagoa é a longitudinal e, por consequência, o fluxo será em pistão. Os Gráficos 4 e 5 apresentam a variação dos resultados obtidos de *E.coli* e coliformes totais afluente, na entrada da lagoa e na saída, durante o período de estudo.

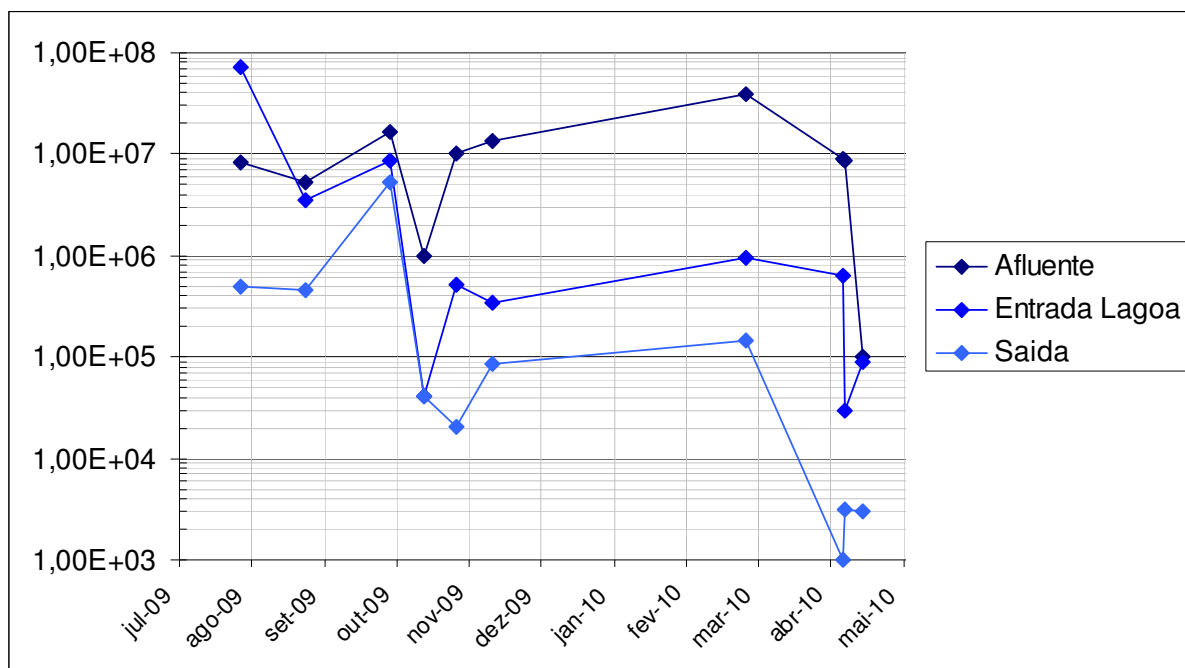


GRÁFICO 4 - ETE RONDA: VARIABILIDADE DOS RESULTADOS DAS ANÁLISES DE *E. COLI* DURANTE O PERÍODO DE ESTUDO

FONTE: Dados da pesquisa (2010)

NOTA: A unidade de medida de *E. coli* no gráfico é em NPM/100mL.

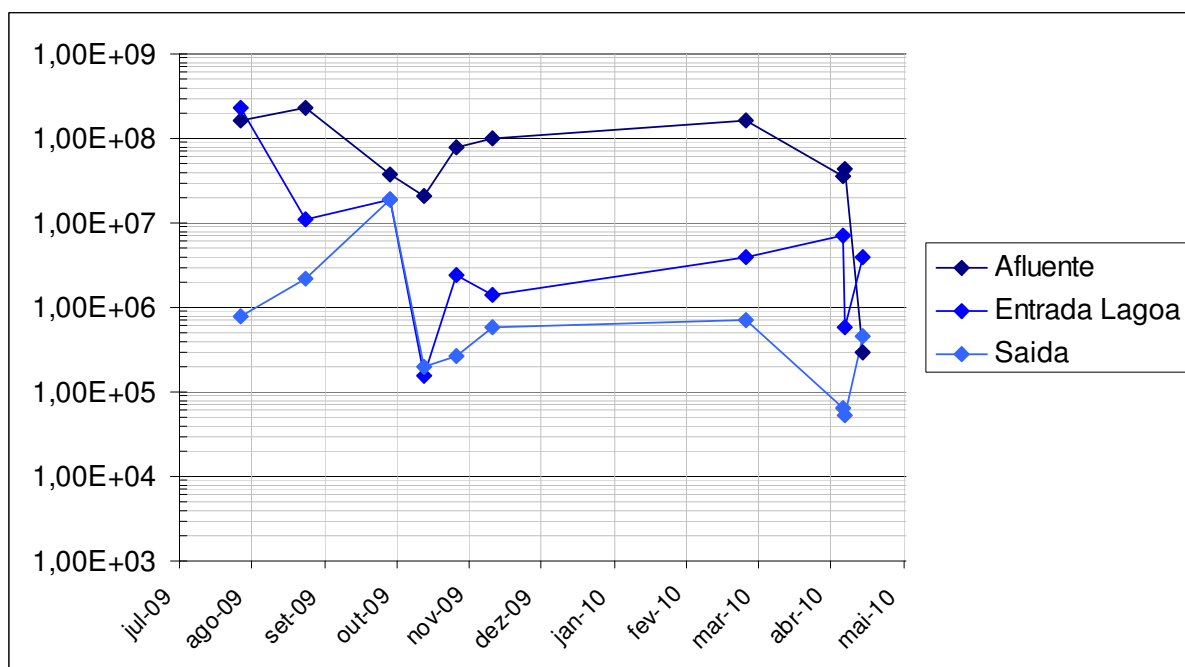


GRÁFICO 5 - ETE RONDA: VARIABILIDADE DOS RESULTADOS DAS ANÁLISES DE COLIFORMES TOTAIS DURANTE O PERÍODO DE ESTUDO

FONTE: Dados da pesquisa (2010)

NOTA: A unidade de medida de CT no gráfico é em NPM/100mL.

Ao se avaliar o uso do efluente para irrigação, com o qual trabalhadores e consumidores podem ter contato direto e/ou ingerir alimentos irrigados com efluentes, é importante realizar as análises de ovos de helmintos. Para a irrigação restrita e irrestrita, a OMS e o PROSAB recomendam um efluente final com menos de 1 ovo de nematóide/L. Não foi possível realizar as análises laboratoriais de ovos de helmintos, em decorrência do alto custo das análises, mas, pode-se estimar a eficiência média de remoção utilizando a fórmula 9 e considerar a eficiência de remoção segundo o limite inferior de confiança de 95% (adotado para projeto, por se posicionar a favor da segurança) através da fórmula 10.

Considerando tempo de detenção da lagoa de 10 dias obtém-se eficiência de 99,68% para fórmula 9 e 99,75% para a fórmula 10. Portanto os resultados estão de acordo com os citados por Cavalcanti *et al.* (2001), os quais afirmam que para irrigação restrita e irrestrita, conforme recomenda a OMS, as eficiências de remoção devem estar entre 90% e 99,9% (1 a 3 unidades log).

A principal limitação do uso agrícola dos efluentes de lagoas de estabilização refere-se a qualidade microbiológica das águas residuárias, pois os esgotos sanitários podem veicular alguns microrganismos patogênicos, como vírus, bactérias, protozoários e helmintos. Portanto, para a reutilização agrícola é indispensável seguir as diretrizes microbiológicas, como as da Organização Mundial de Saúde.

No presente momento é importante o desenvolvimento de mais pesquisas e ações, visando o reuso controlado de efluentes de ETEs na agricultura, bem como a regulamentação, pois o uso de esgotos sanitários apresenta-se como uma solução sanitária segura, ambientalmente sustentável e economicamente viável se, observadas as boas práticas e vencidas as resistências de natureza cultural. (BASTOS *et al.*, 2003, p. 09)

4.1.4 Determinação do Coeficiente de Decaimento Bacteriano na Lagoa de Polimento

Os coeficientes de decaimento bacteriano de coliformes totais e *E.coli* foram calculados para os regimes hidráulicos de fluxo pistão, mistura completa e fluxo disperso, utilizando as fórmulas do Quadro 2. O número de dispersão (d) foi calculado através das fórmulas propostas por Yanez (1993) e Von Sperling (1999). Os valores obtidos são apresentados nas Tabelas 4 e 5.

TABELA 4 - ETE RONDA: VALORES OBSERVADOS DE COEFICIENTE DE DECAIMENTO BACTERIANO (COLIFORMES TOTAIS) PARA A LAGOA DE POLIMENTO

FLUXOS	d		Kb* (d ⁻¹)	Kb** (d ⁻¹)	Kb*** (d ⁻¹)
	AUTORES	VALOR			
Pistão	-----	0	0,21	0,27	0,18
Mistura Completa	-----	Infinito	0,72	1,34	0,52
Disperso	Yanez ¹	0,44	0,34	0,48	0,28
	Von Sperling ²	0,47	0,35	0,49	0,28
Coeficiente de Determinação (r ²)	-----	-----	-0,20	-0,70	0,79

FONTE: ¹YANEZ (1993); ²VON SPERLING (1999)

NOTA: * Cálculo de Kb com todos os resultados das análises.

** Cálculo de Kb excluindo as duas piores eficiências.

*** Cálculo de Kb excluindo os pontos extremos, sendo estes, as duas piores e as duas melhores eficiências.

**** A temperatura média do ar considerada foi de 20 °C.

TABELA 5 - ETE RONDA: VALORES OBSERVADOS DE COEFICIENTE DE DECAIMENTO BACTERIANO (*E.COLI*) PARA A LAGOA DE POLIMENTO

FLUXOS	d		Kb* (d ⁻¹)	Kb** (d ⁻¹)
	AUTORES	VALOR		
Pistão	-----	0	0,26	0,32
Mistura Completa	-----	inf	1,27	2,37
Disperso	Yanez ¹	0,44	0,47	0,64
	Von Sperling ²	0,47	0,48	0,65
Coeficiente de Determinação (r ²)	-----	-----	0,46	0,48

FONTE: ¹YANEZ (1993); ²VON SPERLING (1999)

NOTA: * Cálculo de Kb com todos os resultados das análises.

** Cálculo de Kb excluindo as duas piores eficiências.

*** A temperatura média do ar considerada foi de 20 °C.

No estudo os valores de d para fluxo disperso utilizando as fórmulas propostas por Yanez (1993) e Von Sperling (1999), apresentaram resultados próximos, 0,44 e 0,47, pois Von Sperling fez uma simplificação da fórmula de Yanez.

Todos os valores encontrados confirmam os resultados citados por Von Sperling (1996, p. 42), Crites, Middlebrooks e Reed (2006) apud TOSCANI (2010) e YANEZ (1993), os quais citam valores de d para lagoas entre 0,1 e 2,0. Na prática, valores menores ou iguais a 0,2 indicam condições de fluxo em pistão e maiores ou iguais a 3, indicam mistura completa.

Os valores de Kb foram obtidos para os três regimes hidráulicos, considerando a seguinte fórmula:

$$C = C_0 \times \alpha \quad (48)$$

Para se obter os valores de Kb para o regime hidráulico de fluxo pistão, o α foi representado na fórmula 48 por $e^{-K_b \times TDH}$ e, para o regime hidráulico de fluxo

mistura completa, o α na fórmula 48 representa $\frac{1}{1 + K_b \times TDH}$. Para o regime de fluxo disperso o α na fórmula 48 foi obtido pelo método iterativo, pois o valor de K_b não é explícito, então a solução é por tentativa e acerto. Uma vez ajustadas as fórmulas obteve-se o valor de K_b .

Vários pesquisadores mostraram que o valor do coeficiente de decaimento depende de vários fatores, sendo a temperatura, a profundidade da lagoa e o pH, os mais importantes. A temperatura da lagoa é uma variável que é determinada pela temperatura do ambiente onde a água residuária foi gerada. (CAVALCANTI *et al.*, 2001)

Nos Gráficos 6 e 7 podem ser observadas as representações gráficas das fórmulas do Quadro 2 e dados de campo. Nos Gráficos foram inseridas as entradas de coliformes totais na lagoa em função da saída de coliformes totais na lagoa (dados em escala logarítmica), assim, foram obtidas as retas que representam o modelo e os dados de campo.

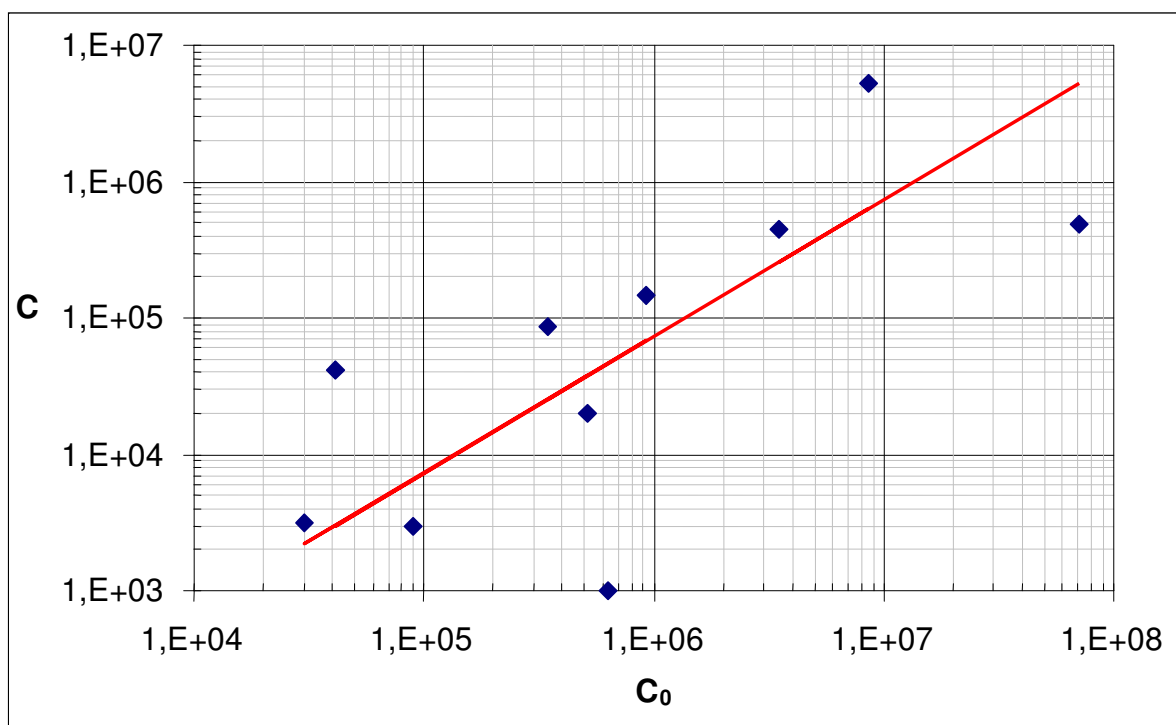


GRÁFICO 6 - ETE RONDA: CURVA DE ENTRADA *VERSUS* SAÍDA DE *E. COLI* NA LAGOA DE POLIMENTO

FONTE: Dados da pesquisa (2010)

NOTA: C - Contagem de coliformes no efluente em NPM/100mL.
 C_0 - Contagem de coliformes no afluente em NPM/100mL.

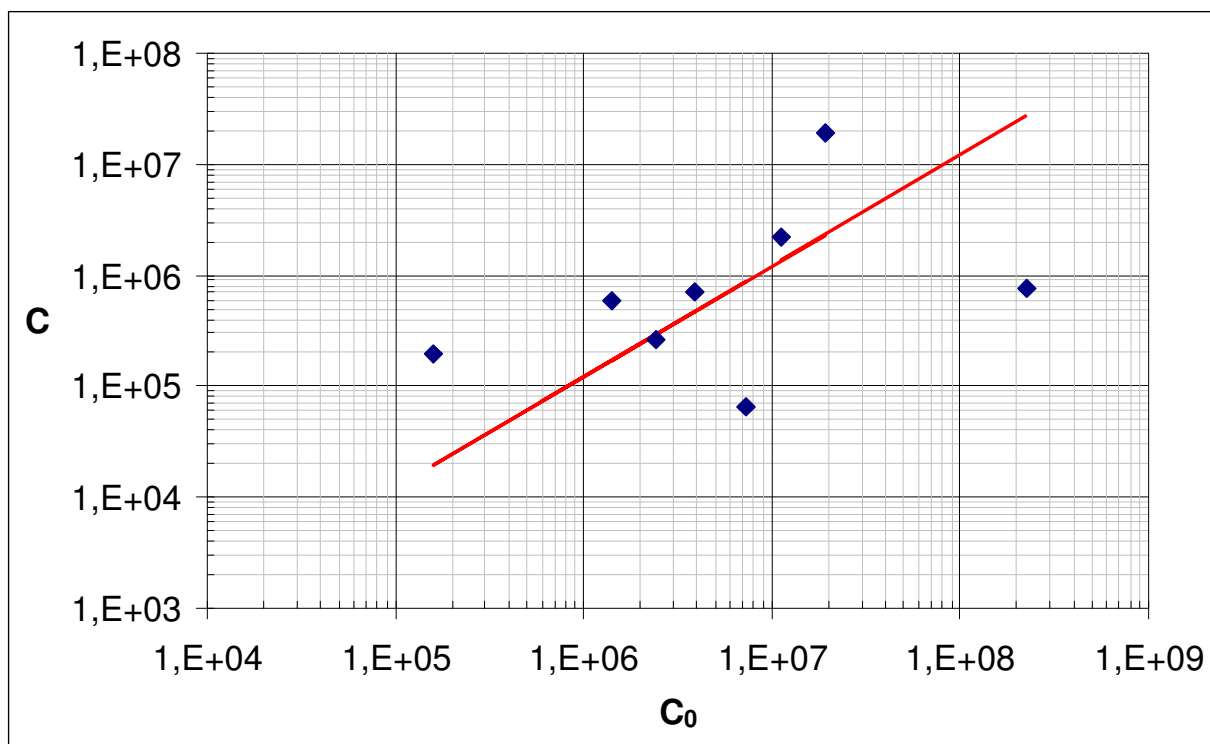


GRÁFICO 7 - ETE RONDA: CURVA DE ENTRADA *VERSUS* SAÍDA DE COLIFORMES TOTAIS NA LAGOA DE POLIMENTO

FONTE: Dados da pesquisa (2010)

NOTA: C - Contagem de coliformes no efluente em NPM/100mL.

C_0 - Contagem de coliformes no afluente em NPM/100mL.

Observa-se que o ajuste dos pontos para coliformes totais é insatisfatório, sendo o coeficiente de determinação negativo. Este baixo valor retrata a dificuldade na modelagem dinâmica de uma variável dependente influenciada por tantos fatores, como os coliformes e a grande variabilidade dos dados. Se forem retirados os pontos extremos, os dois melhores e piores pontos, o coeficiente de determinação (r^2) é igual a 0,79. O ajuste dos pontos para *E. coli* é $r^2 = 0,46$ para todos os pontos e, $r^2 = 0,48$ excluindo os dois piores pontos. Recomenda-se, preferencialmente, aumentar a quantidade de análises para apurar as medições que foram feitas.

O resultado de fluxo em pistão para *E. coli* foi de $0,26 \text{ d}^{-1}$ para o cálculo realizado com todos os resultados das análises, já para o cálculo excluindo as duas piores eficiências foi de $0,32 \text{ d}^{-1}$. Os valores foram bem próximos dos resultados obtidos para coliformes totais, $0,21 \text{ d}^{-1}$ para todos os resultados e $0,27 \text{ d}^{-1}$ excluindo as duas piores eficiências.

Comparando com o resultado obtido por Bório; Oliveira; Queiroz (1979), em experimentos em lagoa de maturação para temperatura de 17,6°C, ou seja, K_b de 1,5 d⁻¹, pode-se notar que os resultados obtidos por meio da fórmula 11 foram inferiores.

Isto pode ser explicado pelo comportamento da lagoa, que não apresentou vários dos fatores de forma otimizada, necessários para uma remoção eficiente dos coliformes totais e *E.coli*, tais como pH elevado e geometria da lagoa.

O valor encontrado de K_b para *E.coli* segundo o regime de mistura completa foi de 1,27 d⁻¹ para o cálculo realizado com todos os resultados das análises e 2,37 d⁻¹ para o cálculo excluindo as duas piores eficiências.

Entretanto, Evangelista, Von Sperling, Chernicharo (2002), encontraram K_b de 29,1 d⁻¹ para o tratamento UASB e lagoa de polimento facultativa em escala real, com d estimado pela fórmula de Yanez (1993), valor este bem acima do valor encontrado. Os autores citam que Silva *et al.* (1996) registraram, para experimentos em lagoas facultativas em escala piloto no nordeste do Brasil, com tempos de detenção hidráulica entre 9,5 a 18 dias, relações L/B de 3,4 a 3,6 e profundidade 1,25 m, valores de K_b nas faixas de 8,96 a 14,82 d⁻¹, assumindo o regime de mistura completa.

Da mesma forma, os valores de K_b deste trabalho para mistura completa mostram-se inferiores à faixa citada por Silva *et al.* (1996) *apud* Evangelista, Von Sperling, Chernicharo (2002), e superiores ao encontrado por Bório; Oliveira; Queiroz (1979). Os valores calculados para o regime de fluxo disperso para os dois diferentes autores (Yanez (1993) e Von Sperling (1999)) foram bem próximos.

Utilizando a fórmula proposta por Yanez (1993) e Von Sperling (1999), os resultados obtidos excluindo as duas piores eficiências foram de 0,64 d⁻¹ e 0,65 d⁻¹, excluindo as duas piores eficiências.

Os valores de K_b calculados neste trabalho para o regime de fluxo disperso, são similares aos valores reportados por Evangelista, Von Sperling, Chernicharo (2002), Soares *et al.* (2001) e Araújo (2009).

4.2 BALANÇO HÍDRICO PARA CULTURA DA SOJA NA REGIÃO DOS CAMPOS GERAIS (PARANÁ)

O balanço hídrico pode ser calculado em diferentes escalas de tempo, com a finalidade de quantificar a água disponível para o pleno desenvolvimento das plantas, como também para quantificar a variação de disponibilidade hídrica de uma região com finalidades ambientais, hidrológicas e climatológicas. Foi realizado o balanço hídrico climatológico mensal por meio do modelo de Thornthwaite & Mather (1955). O roteiro de cálculos baseado nesse método constituiu-se em uma planilha com 11 colunas, conforme a Tabela 6.

TABELA 6 - PONTA GROSSA-PR: BALANÇO HÍDRICO PARA CULTURA DE SOJA

MESES	T	P	ETP	ETM	P-ETM	NEG- AC	ARM	ALT	ETR	DEF	EXC
	°C	mm	mm	mm	mm		mm	mm	mm	mm	mm
Jan	21,4	186,5	103,08	118,50	68,0	0,0	80,00	0,00	118,5	0,0	68,0
Fev	21,4	161,0	93,51	84,15	76,9	0,0	80,00	0,00	84,2	0,0	76,9
Mar	20,3	137,8	89,60	43,00	94,8	0,0	80,00	0,00	43,0	0,0	94,8
Abr	18,0	101,3	65,20	0,00	101,3	0,0	80,00	0,00	0,0	0,0	101,3
Mai	15,1	116,3	45,83	0,00	116,3	0,0	80,00	0,00	0,0	0,0	116,3
Jun	13,9	117,7	36,31	0,00	117,7	0,0	80,00	0,00	0,0	0,0	117,7
Jul	13,9	95,8	37,17	0,00	95,8	0,0	80,00	0,00	0,0	0,0	95,8
Ago	15,2	78,9	45,35	0,00	78,9	0,0	80,00	0,00	0,0	0,0	78,9
Set	16,4	135,5	53,61	0,00	135,5	0,0	80,00	0,00	0,0	0,0	135,5
Out	18,0	152,7	70,05	0,00	152,7	0,0	80,00	0,00	0,0	0,0	152,7
Nov	19,5	119,2	83,23	47,71	71,5	0,0	80,00	0,00	47,7	0,0	71,5
Dez	20,8	151,0	100,51	82,67	68,3	0,0	80,00	0,00	82,7	0,0	68,3

FONTE: A autora (2009).

NOTA: Local: Ponta Grossa/PR (Lat. -25°13; Long.: -50°01, Alt.: 880 m)

CAD: 80 mm

Período: 1954-2001

A primeira e a segunda coluna da planilha são respectivamente, as temperaturas (T) e as precipitações (P). Os dados médios foram obtidos de banco de dados históricos das estações meteorológicas do IAPAR e do banco de dados consistidos dos postos pluviométricos. (IAPAR, 2009). Conforme os valores apresentados na Tabela 6 observa-se que Ponta Grossa apresentou os maiores índices pluviométricos (P) nos meses de outubro a março.

A evapotranspiração potencial (ETP) foi determinada pelo método de Thorthwaite, através das fórmulas 38 a 44. O Anexo C apresenta a planilha de cálculo utilizada para a obtenção da evapotranspiração potencial.

Para a cultura de soja foi realizado o cálculo da evapotranspiração máxima da cultura (ETM), relacionada à evapotranspiração potencial da região, através do coeficiente de cultura Kc em diferentes estádios de desenvolvimento, segundo o Quadro 25. Foi considerado o ciclo médio da soja de 137 dias, conforme o Quadro 26, e o período de cultivo na região dos Campos Gerais de 01 de novembro a 18 de março. Foi utilizado o valor máximo de Kc nos cálculos.

A evapotranspiração máxima (ETM) da cultura de soja nos meses de cultivo da soja (novembro a março) foi de 376,03 mm. Ocorreu um maior consumo de água no início da floração ao início do enchimento de grãos (R1 – R5) e até o final do ciclo o consumo foi diminuindo.

Após o cálculo de ETP e ETM, foi realizada a subtração entre precipitação (P) e a evapotranspiração máxima da cultura (ETM). Para o período considerado, houve maior entrada de água no sistema do que demanda de água pela cultura, portanto $P > ETM$.

A coluna negativo acumulado (Neg. Acum.) está correlacionada à coluna P-ETM e à coluna armazenamento (ARM). Como a precipitação foi maior do que ETM representa que não ocorreu um déficit de água para a planta, portanto a coluna do Neg. Acum. foi preenchida com o valor zero.

Na coluna do armazenamento, foi considerado o valor de 80 mm, como o total de água que fica retido no perfil do solo para região de Ponta Grossa, pois a P-ETM acusou um valor de $P > ETM$, isto é, um valor acima da retenção máxima.

Como não ocorreu a variação no armazenamento entre os meses consecutivos; isto é, a ALT do mês foi igual à diferença do ARM do mês em estudo e do mês anterior, os valores nesta coluna foram zero.

De acordo com MATZENAUER (1999) a evapotranspiração real (ETR) é a perda de água para atmosfera, por evapotranspiração e transpiração, nas condições existentes de fatores atmosféricos e umidade do solo. A ETM foi igual à ETR, pois ocorreu água disponível no solo e o fluxo de água na planta atendeu à demanda atmosférica. Se P-ETM fosse negativo, provavelmente a produtividade da cultura de soja estaria sendo afetada por restrição de água.

O déficit hídrico (DEF) ocorre no mês quando a ETR for menor do que a ETM. No estudo realizado não foi obtido déficit hídrico, e sim, excesso hídrico. O excedente hídrico (EXC) ocorre durante o ano todo, não sendo necessário armazenar efluente para irrigar a cultura de soja em Ponta Grossa.

Conforme Embrapa Soja (1999), para a obtenção do rendimento máximo, a cultura necessita em todo o seu ciclo de aproximadamente 450 a 800 mm de água, que depende das condições climáticas, do manejo e da duração do ciclo. Para Matzenauer (1999, p. 43), em um estudo realizado em Taquari/ RS nos anos de 1974 a 1982, a cultura de soja necessitou em todo o seu ciclo de 827,20 mm e a média diária em todo o ciclo foi de 6,1 mm/d. O autor afirma que a soja apresenta um valor alto de ETM, em decorrência do elevado índice de área foliar.

No estudo em questão, para a obtenção do rendimento máximo, a cultura de soja necessitou em todo o seu ciclo de 376,03 mm, sendo a sua necessidade hídrica menor do que a obtida no estudo de Matzenauer e Embrapa Soja.

Como o balanço hídrico climatológico da cultura de soja foi realizado em escala mensal, não foi possível obter déficit, sendo necessário a aplicação de outro método para obter o déficit e, portanto, calcular o volume do reservatório.

O Gráfico 8 apresenta as variações hídricas mensais ao longo do ano e pode ser observado que não ocorreu o déficit hídrico utilizando o método do balanço hídrico climatológico para a região dos Campos Gerais.

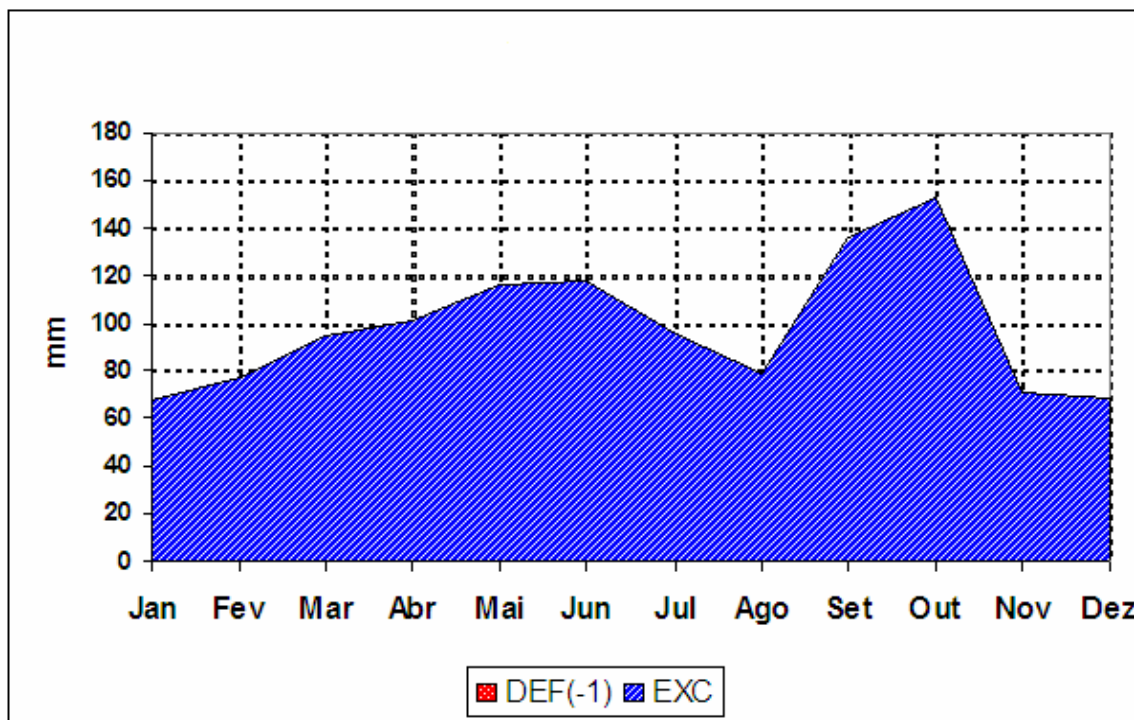


GRÁFICO 8 - PONTA GROSSA-PR: EXTRATO BALANÇO HÍDRICO MENSAL

FONTE: A autora (2009)

4.2.1 Balanço Hídrico Sequencial Realizado por Araujo

Araujo (2008) avaliou o desempenho de modelos simplificados e agrometeorológicos na estimativa da produtividade da cultura da soja sob quatro sistemas de manejo (plantio direto, plantio convencional, preparo mínimo e plantio direto com uma escarificação do solo a cada três anos), na região de Ponta Grossa, Estado do Paraná, visando previsão e planejamento de safras. Para este estudo, a autora realizou o balanço hídrico sequencial, utilizando dados diários e, assim, obteve déficits hídricos nos estádios fenológicos.

Não foi obtido déficit realizando o balanço hídrico mensal, impossibilitando calcular o volume do reservatório, portanto, foram utilizados os dados do balanço hídrico diário de Araujo (2008) para calcular o volume do reservatório.

Como a autora concluiu que não houve diferenças significativas entre os quatro sistemas de manejo, foi utilizado os dados obtidos com o plantio convencional. O plantio convencional está relacionado com um preparo de solo

intenso, o qual envolve uma ou mais arações e duas gradagens. Neste sistema de manejo os resíduos são totalmente incorporados, deixando a superfície exposta à ação erosiva da chuva. Segundo Araújo (2008), a vantagem do plantio convencional ocorre no momento inicial pós preparo do solo, em que a pulverização do solo melhora o contato solo-semente.

Os dados reais de produtividade da cultura da soja foram registrados entre as safras de 1990 a 2006/07, totalizando 11 ciclos produtivos para a soja, devido ao sistema de rotação de culturas. Neste estudo foram utilizados os dados da safra do ano de 1990, o qual apresentou maior déficit hídrico.

Os valores diários dos componentes do balanço hídrico (ETP, ETM, ETR, DEF e EXC) para diferentes periodicidades e estádios fenológicos de culturas agrícolas foram determinados com o auxílio de um programa denominado “*MORETTI* - Módulo balanço hídrico sequencial (periodicidade: 1, 5, 7, 10, 15 e 30 dias)”, desenvolvido com base na metodologia de Thornthwaite & Mather (1955), porém, contendo uma série de adaptações e opções que tratam especialmente da prescrição e quantificação da irrigação suplementar, a fim de atender as necessidades de água no solo para qualquer tipo de cultura (perene ou anual), dispondo de fórmulas de estimativa do armazenamento de água no solo e rotinas estatísticas para permitir melhor interpretação dos dados.

Os valores diários de P e ETP foram necessários para a realização do balanço hídrico e possibilitaram a estimativa de parâmetros como ER e ETM. Os dados diários de precipitação e demais dados meteorológicos para a estimativa da ETP na região de Ponta Grossa, tais como: temperaturas máxima, média e mínima diária; velocidade e altura da medida da velocidade do vento; e o número de horas de insolação observada, são do Instituto Tecnológico SIMEPAR.

A evapotranspiração de referência foi estimada a partir do método de *Penman-Monteith*, parametrizado pela *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO). (ALLEN *et al.*, 1998, *apud* Araújo, 2008)

O método de *Penman-Monteith* assume uma superfície cultivada com grama hipotética com altura de 0,12 m, resistência aerodinâmica (r_s) de 70 s.m^{-1} e albedo de 0,23. O método requer medidas de temperatura do ar (máxima e mínima), umidade relativa do ar, radiação solar ou sua estimativa a partir da medida de horas

de insolação, e velocidade do vento, tomadas a 2 m de altura ou corrigidas para esse patamar.

O valor de ETM foi obtido pela fórmula 47 e os valores dos coeficientes de cultivo (K_c) utilizados para transformar a ETP em ETM são os apresentados no Quadro 31, cujos períodos foram adaptados aos estádios fenológicos dos cultivares da cultura de soja, inclusive a profundidade efetiva das raízes (Z).

ESTÁDIOS FENOLOGICOS	CICLO DE 140 DIAS (d)	K_c (ADIMENSIONAL)	PROFUNDIDADE EFETIVA DAS RAÍZES – Z (mm)
S – V1/V2	15	0,56	150
V2 – R1	45	1,21	300
R1 – R6/R7	50	1,50	400
R7 – R9	30	0,90	400

QUADRO 31 - ESTÁDIOS FENOLOGICOS DOS CULTIVARES DA CULTURA DE SOJA E SEUS RESPECTIVOS VALORES DE K_c E Z

FONTE: COSTA, (1996), FARIAS *et al.* (2002), FIETZ & URCHEI (2002) *apud* ARAUJO (2008)

NOTA: S – semeadura; V1: folhas primárias desenvolvidas; V2: planta com folha trifoliada desenvolvida; R1: início da floração; R6: grãos com 3 mm num dos quatro últimos nós do caule com folha desenvolvida; R7: legume contendo, ao menos um grão verde que ocupa toda a sua cavidade em um dos quatro últimos nós do caule com folha desenvolvida; R7 – R9: maturação fisiológica.

Além dos valores decendias da ETP, P e K_c , o programa também precisa do valor da capacidade de água disponível (CAD), que por sua vez, necessita de uma série de parâmetros físico-hídricos para ser calculada. Os principais parâmetros físico-hídricos para o cálculo da CAD no solo no i -ésimo estágio fenológico (mm) são: a capacidade de campo (CC) com base em peso (%), ponto de murcha permanente (PMP) com base em peso (%), densidade aparente ou massa específica do solo (ρ_s) e, a profundidade efetiva do sistema radicular (z). A CAD foi obtida por meio da seguinte fórmula:

$$CAD_i = 0,01 \cdot (U_{cc} - U_{pmp}) \cdot Z_i \cdot \rho_s \quad (49)$$

A CAD compreende a porção de água presente no solo que está entre a capacidade de campo (CC) e o ponto de murcha permanente (PMP). No entanto, apenas uma fração de água disponível no solo para um determinado tipo de cultura (p) pode ser considerada como disponível (AD), uma vez que, à medida que o solo perde umidade, a tensão necessária para extrair-se mais água de seu interior torna-se cada vez maior. A fração (p) é intrínseca a planta, pois corresponde a capacidade que esta tem de retirar água do solo antes que se configure um déficit hídrico na mesma. (Bernardo, 1989; Pereira; Villa Nova; Sedyama, 1997; Allen *et al.*, 1998, *apud* ARAUJO, 2008)

A FAO (ALLEN *et al.*, 1998) apresenta valores típicos de fração (p) para diversas culturas, indicando o valor de 0,5 para a cultura da soja, com o qual foi possível calcular a água disponível do solo por meio da seguinte fórmula:

$$AD_i = CAD_i \cdot p \quad (50)$$

Conforme recomendação de Souza e Gomes (2008), a estimativa do armazenamento de água no solo e/ou 'negativo acumulado' para o cálculo do balanço hídrico diário, nas 11 safras analisadas, foi realizada utilizando a opção "equação cosenoidal" disponível no programa desenvolvido por SOUZA (2008). Os cálculos foram realizados a partir de duas condições, zona úmida quando $CAD \cdot (1-p) < ARM \leq CAD$ e zona seca quando $0 < ARM \leq CAD \cdot (1-p)$.

Até que a fração p da CAD seja utilizada, admite-se que não haja redução significativa na produtividade da cultura. Neste contexto, define-se deficiência hídrica quando o armazenamento de água no solo está abaixo da água disponível. (BERNARDO, 1989, *apud* ARAUJO, 2008)

As coletas de amostras do solo e análises laboratoriais foram realizadas segundo metodologias descritas pela Embrapa (1997). Foram utilizadas as seguintes metodologias: anel volumétrico, para obtenção da massa específica do solo (ρ_s); mesa de tensão, para obter um ponto da curva de retenção da água no solo (θ); e densímetro para granulometria.

Os valores dos componentes do balanço hídrico sequencial nos estádios de desenvolvimento I a IV, sob o sistema de manejo plantio convencional para safra de 1991/92, constam na Tabela 7.

TABELA 7 - ETE RONDA: BALANÇO HÍDRICO SEQUENCIAL PARA CULTURA DE SOJA

Estádio Fenológico	CAD	P	ETP	ETM	P-ETM	ARM	ETR	DEF	EXC	ER/ETM
	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	mm	estádio
I	25,6	11,6	79,6	44,6	-33,0	3,4	9,4	35,2	0,00	0,21
II	51,3	263,3	199,9	241,9	21,4	13,5	181,7	60,2	71,5	0,75
III	68,3	262,7	185,8	278,6	-15,9	63,8	199,6	79,1	12,8	0,72
IV	68,3	163,4	86	77,4	86,0	53,1	77,4	0,00	96,6	1,00

FONTE: ARAUJO (2008)

NOTA: Local: Ponta Grossa/PR (Lat.: -25°13; Long.: -50°01, Alt.: 880 m).

Cultivar: BR 16.

Safra: 1991/92.

Semeadura: 18/11/91.

Analisando a Tabela 7, é possível observar que os subperíodos dos estádios fenológicos apresentaram déficit e excedente hídrico, respectivamente, para o sistema de manejo na safra estudada. Os estádios de semeadura, floração e enchimento de grãos (estádios I, II e III) foram considerados os mais críticos à ocorrência de déficit hídrico.

Marion (2004) *apud* Araujo (2008), relata que vários estudos afirmam que os períodos críticos para a cultura de soja são os estádios I e III, e o déficit hídrico nesses períodos pode causar perdas na produção por envolverem diretamente a formação dos componentes primários do rendimento da cultura.

4.2.2 Método para Irrigar a Cultura de Soja na Região dos Campos Gerais

Na região da pesquisa o tipo de solo é Latossolo vermelho distrófico, equivalente a solos muito profundos, com mais de 2 metros de profundidade, conforme o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (1999, p. 341). A textura do solo foi classificada como argilosa, com 35 a 60% de argila. A declividade se enquadra entre 0 a 20%, equivalente a solos com relevo plano a suavemente ondulado.

A região apresenta boa drenagem, sendo a água removida do solo com facilidade, porém, não rapidamente. Com essas características do solo e, sabendo que a soja será irrigada com efluente tratado, pode-se recomendar o melhor método para irrigar a cultura de soja.

A irrigação por aspersão pode ser realizada em qualquer tipo de terreno e permite a aplicação de fertilizantes solúveis, bem como a aplicação noturna de água, aumentando-se o tempo de irrigação. Porém, requer alto investimento e mão de obra especializada, são maiores os riscos potenciais à saúde e há restrição de qualidade da água em termos de efeitos sobre as plantas.

O risco de contaminar a água subterrânea, os agricultores e o pessoal de operação do sistema são maiores utilizando o método de inundação. Pelo método de gotejamento são menores os riscos potenciais à saúde e menores restrições de qualidade da água em termos de efeitos sobre as plantas e o solo, porém, pode ocorrer o entupimento dos orifícios.

O método recomendado é o de sulcos ou canais, pois a aplicação é indicada para terrenos planos ou ondulados, como o da região de Ponta Grossa. O método apresenta facilidade na operação de distribuição do efluente e baixo custo de execução.

4.2.3 Verificação da Taxa de Aplicação de N e P

Os valores médios das concentrações dos macronutrientes (N e P) no efluente da ETE Ronda foram de 12,2 mg/L de NTK e 4,3 mg/L de P (ver Tabelas 2

e 3). O valor de N se encontra dentro da faixa relatada por Bastos *et al.* (2003, p. 6), os quais afirmam que o N de efluentes de lagoas de polimento que recebem efluentes de reatores anaeróbios varia de 5,6 a 43,2 mg/L, entretanto o valor do P está abaixo do citado pelos autores, que relatam variar de 5 a 25 mg/L.

Já a quantidade de efluente que será aplicado à cultura de soja, foi obtida pelo balanço hídrico sequencial, que forneceu os seguintes déficits (ver Tabela 7), 35,2 mm no estágio fenológico I, que equivale aos 15 primeiros dias, 60,2 mm no estágio II, equivalente a 45 dias, 79,1 mm no estágio III, equivalente a 50 dias, e o último estágio, IV, não foi considerado pois não ocorreu déficit, portanto não há necessidade de irrigação. Foi estipulada uma área de plantação de 1000 ha, de forma proposital, com o intuito de se obter o déficit hídrico. Assim, os déficits obtidos em mm/ha.dias do estágio foram transformados em m³/ha.dias do estágio, de forma que o déficit passa a ser representado pela vazão de irrigação. Esses valores obtidos foram multiplicados pelo valor médio de nutrientes contidos no efluente, em kg/m³ para obtenção das taxas de aplicação de N e P. A eficiência de irrigação foi considerada de 100% e as perdas do efluente tratado nas tubulações não foram consideradas.

Os valores das taxas obtidas para nitrogênio foram de 4,85 kg/ha.15 dias; 8,31 kg/ha.45 d, 10,92 kg/ha.50 d e os valores de fósforo foram de 1,51 kg/ha.15 d, 2,58 kg/ha.45 d e 3,40 kg/ha.50 d, conforme Tabela 8.

As exigências nutricionais para a produção de 1 t de grãos de soja, foram apresentadas no Quadro 29, o qual considera que para cada 1000 kg de grãos de soja produzidos são necessários 82 kg de NT por tonelada de grão e 7,5 kg de P por tonelada de grão. Considerando que em 1 ha plantado de soja são produzidas 40 sacas e que cada saca de soja corresponde a 60 kg, resultou-se em 2400 kg/ha ou 2,4 ton/ha. Multiplicando a produtividade da soja pelo consumo de NT e P, obteve-se 196,8 kg/ha, como sendo a demanda mínima de NT ideal para se atender as exigências nutricionais e a produtividade da cultura e 18 kg/ha para o P, conforme Tabela 9.

**TABELA 8 - PONTA GROSSA/PR: VALORES DOS MACRONUTRIENTES (N E P)
APLICADOS NA CULTURA DE SOJA PELA FERTIRRIGAÇÃO**

FERTIRRIGAÇÃO					
DEF		CONCENTRAÇÃO MÉDIA DO EFLUENTE DA ETE RONDA (kg/m³)		TAXA DE APLICAÇÃO (kg/ha.dias do estágio fenológico)	
mm	m³/ha.dia⁽⁴⁾	NT	P	N	P
35,2 ⁽¹⁾	352	0,0138 ⁽⁵⁾	0,0043	4,85	1,51
60,2 ⁽²⁾	602			8,31	2,58
79,1 ⁽³⁾	791			10,92	3,40

FONTE: Dados da pesquisa (2010)

NOTA: ⁽¹⁾ Déficit no estágio fenológico I, equivalente a 15 dias.

⁽²⁾ Déficit no estágio fenológico II, equivalente a 45 dias.

⁽³⁾ Déficit no estágio fenológico III, equivalente a 50 dias.

⁽⁴⁾ Considerada a área plantada de 1000 ha.

⁽⁵⁾ NT = NTK + NO₃ + NO₂.

**TABELA 9 - PONTA GROSSA/PR: VALORES DOS MACRONUTRIENTES (N E P)
NECESSÁRIOS PARA A PRODUTIVIDADE DA CULTURA DE
SOJA**

ADUBAÇÃO CONVENCIONAL						
PRODUTIVIDADE DA SOJA			CONSUMO DE N		CONSUMO DE P	
sacas/ha	kg/ha	ton/ha	kg/ton	kg/ha	kg/ton	kg/ha
40 ⁽¹⁾	2400 ⁽²⁾	2,4 ⁽²⁾	82 ⁽³⁾	196,8 ⁽⁴⁾	7,5 ⁽³⁾	18 ⁽⁴⁾

FONTE: Dados da pesquisa (2010)

NOTA: ⁽¹⁾ Em 1 ha são produzidas 40 sacas de soja.

⁽²⁾ Cada saca de soja corresponde a 60 kg.

⁽³⁾ Exigências nutricionais para a produção de 1 t de grãos de soja (ver Quadro 29).

⁽⁴⁾ Produtividade da soja em ton/ha multiplicado pelo consumo de N em Kg/ton.

Nesta simulação a fertirrigação com o efluente da ETE Ronda foi insuficiente para suprir a demanda total de N e P, pois a taxa total que será aplicada nos 140 dias de cultivo da soja é de 24,08 kg de NT/ha.ciclo e 7,49 kg de P/ha.ciclo, valores baixos em relação a necessidade de N e P, que são, respectivamente, 196,8 kg/ha e 18 kg/ha. A taxa de aplicação de N foi menor em relação a demanda, suprimindo-a em

10%, no entanto a taxa de aplicação do P supriu em 41% a demanda deste macronutriente.

Não foram considerados os nutrientes disponíveis no solo da região do estudo para o cálculo da taxa de aplicação de nutrientes, pois quando há espécies de plantas que utilizam processos simbióticos com bactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico como fonte de nitrogênio para seu metabolismo, como a cultura da soja, o nitrogênio disponível no solo passa a ser irrelevante. Hungria; Campo; Mendes (2007), relatam que os solos brasileiros são pobres em N e P, normalmente sendo capazes de fornecer somente 10 a 30 kg de N/ha. Conforme Mello *et al.* (1983); Novais & Smyth (1999) *apud* Marques *et al.* (2003), no Brasil há áreas destinadas à agricultores com solos com enormes deficiências de P.

Sugere-se que no inverno seja feito o cultivo de trigo, aveia preta ou azévem, com o objetivo de manter o solo produtivo durante todo o ano. A contribuição de várias espécies e tipos de organismos melhoram as funções ecossistêmicas do solo.

4.3 CÁLCULO DO VOLUME DE RESERVAÇÃO DO EFLUENTE VISANDO A FERTIRRIGAÇÃO DA SOJA, APLICADA À REGIÃO DE CAMPOS GERAIS

A vazão do efluente da lagoa que entra no reservatório proposto à ETE e a vazão de distribuição (de irrigação), correspondente ao déficit hídrico calculado, foram transformadas em volumes mensais. Acumularam-se os volumes e os balanços de entrada e saída foram calculados, resultando as Tabelas 10, 11, 12 e 13. Com os dados destas tabelas, foram elaborados os gráficos 9, 10, 11 e 12, onde se observam as curvas dos volumes acumulados e as vazões de entrada e de saída.

O déficit obtido foi realizado com base na Tabela 7 e a área de plantação considerada foi de 1000 ha. Os três cenários para a determinação da capacidade do reservatório e as situações possíveis de reservação são apresentadas abaixo:

a) Cenário 1

Neste cenário o efluente é armazenado durante todo o ano (de abril a mar), e utilizado na irrigação da cultura de soja, nos meses em que há déficit hídrico. Portanto, no mês de novembro (primeiro mês que a cultura de soja será irrigada) soma-se ao valor já acumulado o que entrou no reservatório e diminui da vazão o que sairá do reservatório para ser utilizado na irrigação. Realiza-se o mesmo procedimento até o último mês de cultivo da soja.

Como foi totalmente armazenado o efluente durante os 12 meses, ao final do período de reservação (mês de março) o reservatório terá 880 m^3 de excesso de efluente, que deverá ser descartado no rio. Como é um valor alto para ser despejado de uma só vez, é necessário dividir o excesso pelos últimos quatro meses, de novembro a fevereiro, e assim é despejado um pouco a cada mês, não sobrecarregando o corpo hídrico. Desta forma, o reservatório fica totalmente vazio no mês de março, pronto para começar a receber o efluente no mês de abril.

O efluente deverá ser descartado no corpo d'água receptor nos meses de verão, no Sul do Brasil, época em que ocorrem mais chuvas, e consequentemente são maiores as vazões dos rios.

Neste cenário o volume do reservatório é grande, sendo $1.498.176 \text{ m}^3$, pois todo o efluente é armazenado e somente nos últimos cinco meses o excesso será descartado no rio. Este cenário representa o regime de fluxo contínuo, pois o reservatório recebe esgoto parcialmente tratado durante todo o ano e a fase de repouso não existe. Esta é a prática mais comum em Israel e, na qual o efluente geralmente não atinge os padrões para irrigação irrestrita. (ATHAYDE JÚNIOR; SILVA; ATHAYDE, 2001)

Uma hipótese neste cenário seria a possibilidade de irrigar uma cultura de inverno, como o trigo, aveia preta ou azévem, com o objetivo de utilizar o excesso de efluente, que seria descartado no rio.

A Tabela 10 sintetiza o procedimento do cálculo realizado para a obtenção do volume útil no reservatório para o primeiro cenário e o Gráfico 9 apresenta a curva do volume acumulado e as vazões de entrada e saída para este cenário.

TABELA 10 - ETE RONDA: DETERMINAÇÃO DO VOLUME ÚTIL DO RESERVATÓRIO PARA O CENÁRIO 1

t (meses)	V da ETE (m³)	ΣVE (m³)	V de irrigação (m³)	ΣVI(m³)	Balanço (m³) *	Balanço (m³) **
Abril	139.968	139.968	0	0	139.968	139.968
Mai	181.440	321.408	0	0	321.408	321.408
Junho	173.664	495.072	0	0	495.072	495.072
Julho	233.280	728.352	0	0	728.352	728.352
Agosto	285.120	1.013.472	0	0	1.013.472	1.013.472
Setembro	248.832	1.262.304	0	0	1.262.304	1.262.304
Outubro	235.872	1.498.176	0	0	1.498.176	1.498.176
Novembro	171.072	1.669.248	281.600	281.600	1.387.648	1.211.509
Dezembro	217.728	1.886.976	444.978	726.578	1.160.398	808.120
Janeiro	285.120	2.172.096	448.902	1.175.480	996.616	468.198
Fevereiro	272.160	2.444.256	442.960	1.618.440	825.816	121.259
Março	181.440	2.625.696	126.560	1.745.000	880.696	0

FONTE: Dados da pesquisa (2010)

NOTA: * Balanço realizado somente contabilizando a irrigação da cultura.

** Balanço realizado contabilizando a irrigação da cultura e o despejo no corpo hídrico receptor.

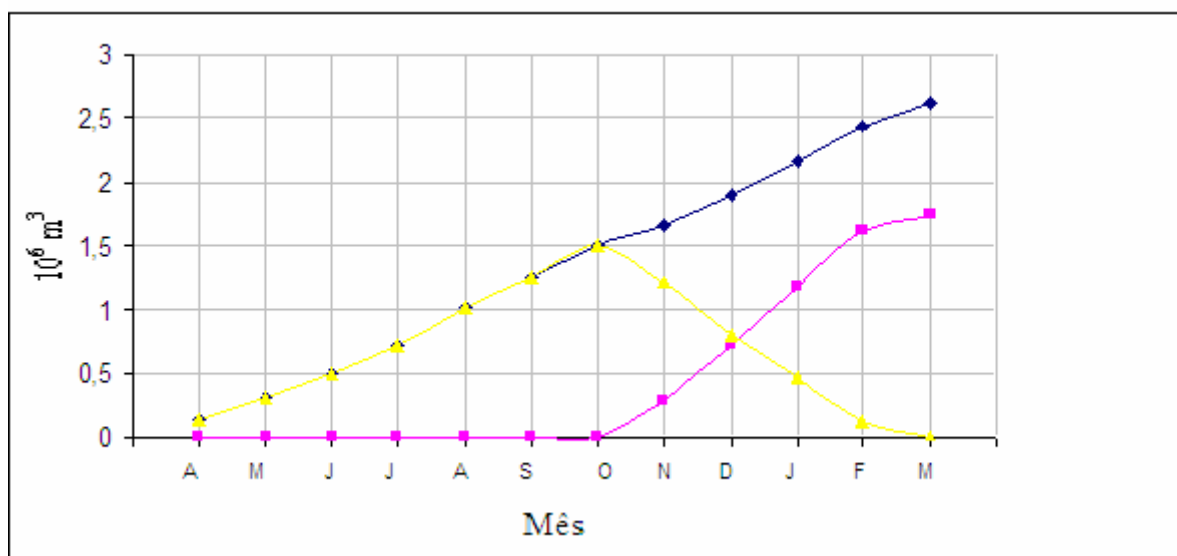


GRÁFICO 9 - ETE RONDA: CURVA DO VOLUME ACUMULADO E AS VAZÕES DE ENTRADA E SAÍDA DO CENÁRIO 1

FONTE: A autora (2009).

NOTA: ■ - Curva do volume acumulado
■ - Volume acumulado afluente da ETE
■ - Volume acumulado de irrigação

b) Cenário 2

Este cenário difere do primeiro em relação ao armazenamento do efluente, que será realizado somente nos meses de abril a novembro. Nos meses de dezembro a março, verão no sul do Brasil, todo o efluente será descartado no rio, pois nesta época do ano a vazão é alta, facilitando a diluição. O volume do reservatório será o mesmo do cenário 1, 1.498.176 m³.

A Tabela 11 apresenta o procedimento do cálculo realizado para a obtenção do volume útil no reservatório para o segundo cenário e o Gráfico 10 apresenta a curva do volume acumulado e as vazões de entrada e saída para este cenário.

TABELA 11 - ETE RONDA: DETERMINAÇÃO DO VOLUME ÚTIL DO RESERVATÓRIO PARA O CENÁRIO 2

t (meses)	V da ETE (m³)	ΣVE (m³)	V de irrigação (m³)	ΣVI (m³)	Balanço (m³)
Abril	139.968	139.968	0	0	139.968
Mai	181.440	321.408	0	0	321.408
Junho	173.664	495.072	0	0	495.072
Julho	233.280	728.352	0	0	728.352
Agosto	285.120	1.013.472	0	0	1.013.472
Setembro	248.832	1.262.304	0	0	1.262.304
Outubro	235.872	1.498.176	0	0	1.498.176
Novembro	171.072	1.669.248	281.600	281.600	1.387.648
Dezembro	0	1.669.248	444.978	726.578	942.670
Janeiro	0	1.669.248	448.902	1.175.480	493.768
Fevereiro	0	1.669.248	442.960	1.618.440	50.808
Março	0	1.669.248	126.560	1.745.000	-75.752

FONTE: Dados da pesquisa (2010)

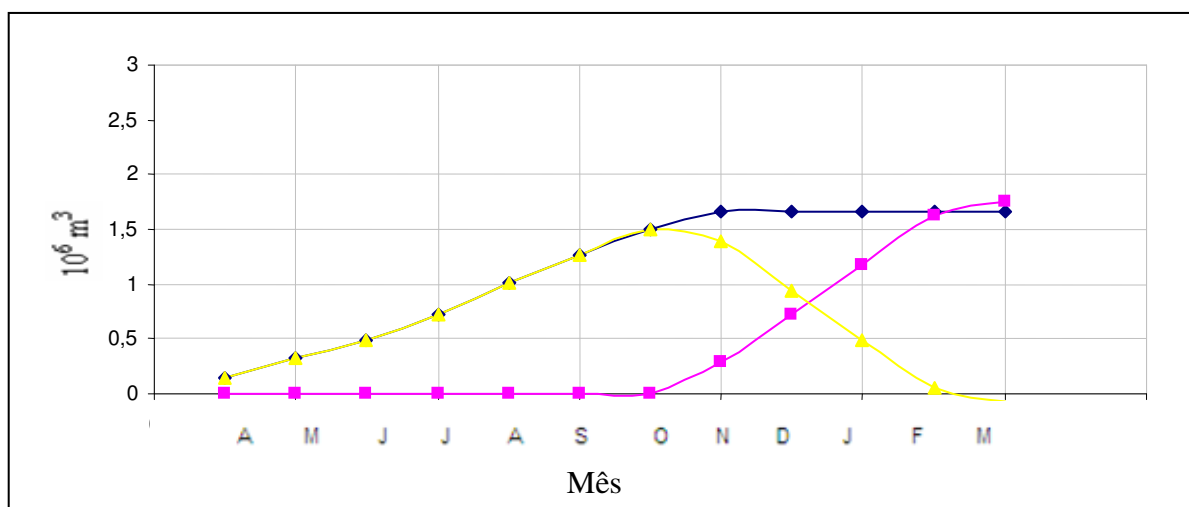


GRÁFICO 10 - ETE RONDA: CURVA DO VOLUME ACUMULADO E AS VAZÕES DE ENTRADA E SAÍDA DO CENÁRIO 2

FONTE: A autora (2009).

NOTA: ■ - Curva do volume acumulado
■ - Volume acumulado afluente da ETE
■ - Volume acumulado de irrigação

c) Cenário 3

Os efluentes foram armazenados nos meses de julho a setembro, meses de inverno no Sul do Brasil. Estes meses foram selecionados para o armazenamento, pois nesta época do ano são menores as frequências e os volumes de precipitações, consequentemente, os rios terão baixa capacidade para receber esse volume de efluente.

No mês de outubro, o volume armazenado fica em repouso, contabilizando 31 dias, tendo como objetivo um maior polimento no efluente. Nos meses de novembro a março o efluente será utilizado na agricultura. Este cenário representa o regime de batelada simples, pois o reservatório para de receber esgoto por um período de tempo antes da irrigação, isto é, o esgoto permanece em uma fase de repouso. Com isso, haverá maior qualidade microbiológica no efluente. (ATHAYDE JÚNIOR; SILVA; ATHAYDE, 2001)

Conforme Juanicó (1996), foi observado que o decaimento do número de coliformes fecais durante os 15 primeiros dias de repouso, em um reservatório profundo de estabilização, em Israel, operando em batelada, foi de duas ordens de magnitude. Em seguida, o número de coliformes manteve-se inalterado durante cerca de um mês, para apresentar uma nova redução, após mais duas semanas. Conforme Athayde Júnior; Silva; Oliveira (1998), o tempo médio de maturação para que os efluentes do reservatório de estabilização, alimentados com efluentes de lagoas anaeróbias, possam ser reutilizados na irrigação irrestrita é de aproximadamente 40 dias.

Como ocorrerá o armazenamento somente por três meses, não será possível suprir totalmente a demanda hídrica da cultura nos meses do cultivo, ocorrendo déficit de 977.768 m³, conforme apresentado na Tabela 12.

No entanto, esta situação atende a questão ambiental e a financeira, visto que o volume do reservatório é quase metade do volume dos cenários 2 e 3, sendo de 767.232 m³. Deverá faltar efluente para a área de irrigação prevista de 1000 ha, no entanto com melhor qualidade microbiológica.

TABELA 12 - ETE RONDA: DETERMINAÇÃO DO VOLUME ÚTIL DO RESERVATÓRIO PARA O CENÁRIO 3

t (meses)	V da ETE (m³)	ΣVE (m³)	V de irrigação (m³)	ΣVI (m³)	Balanço (m³)
Abril	0	0	0	0	0
Mai	0	0	0	0	0
Junho	0	0	0	0	0
Julho	233.280	233.280	0	0	233.280
Agosto	285.120	518.400	0	0	518.400
Setembro	248.832	767.232	0	0	767.232
Outubro	0	767.232	0	0	767.232
Novembro	0	767.232	281.600	281.600	485.632
Dezembro	0	767.232	444.978	726.578	40.654
Janeiro	0	767.232	448.902	1.175.480	-408.248
Fevereiro	0	767.232	442.960	1.618.440	-851.208
Março	0	767.232	126.560	1.745.000	-977.768

FONTE: Dados da pesquisa (2010)

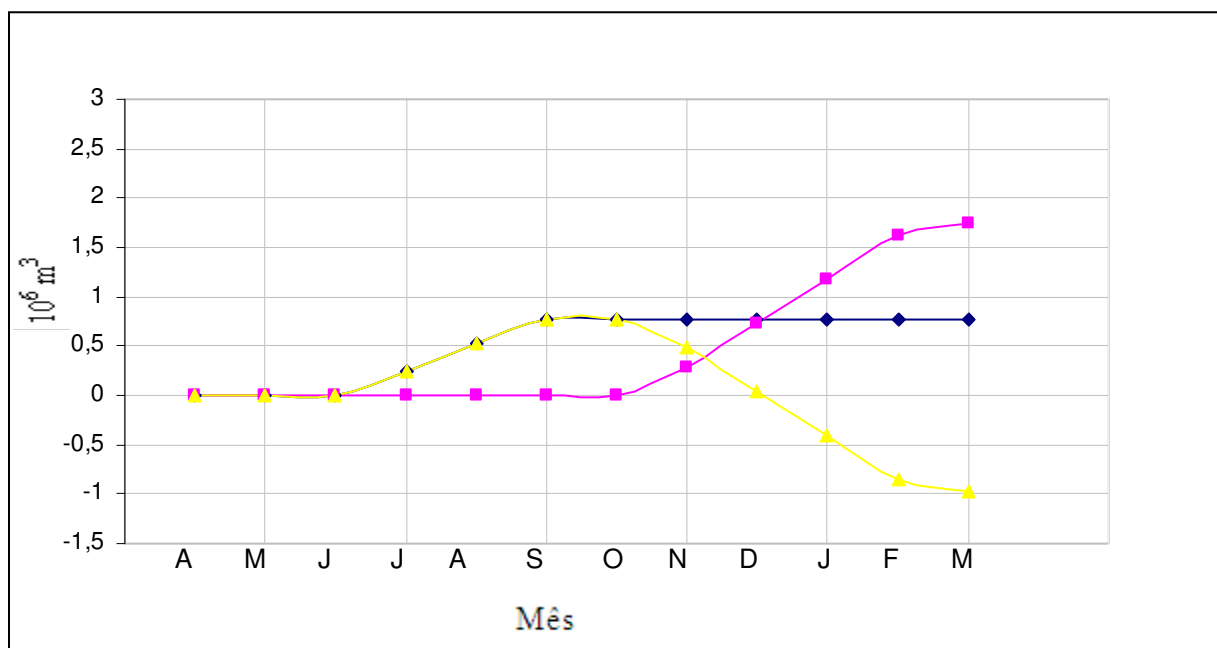


GRÁFICO 11 - ETE RONDA: CURVA DO VOLUME ACUMULADO E AS VAZÕES DE ENTRADA E SAÍDA DO CENÁRIO 3

FONTE: A autora (2009)

NOTA: ■ - Curva do volume acumulado
■ - Volume acumulado afluente da ETE
■ - Volume acumulado de irrigação

Em análise aos diferentes cenários foi selecionado o volume do reservatório no cenário 3, pois mesmo não sendo possível suprir totalmente a demanda hídrica da cultura nos meses do cultivo, ocorrendo déficit, o cenário atende a questão ambiental e a financeira. O volume do reservatório é de 767.232 m^3 , menor quando comparado aos cenários 1 e 2, além de que os custos de construção são menores. Também há um retorno ambiental, pois devido às altas exigências das normas restritivas de despejo de efluentes em córregos e rios, muitas comunidades estão se movendo em direção a aplicação no solo do efluente tratado, com o objetivo de “descarga zero” nos corpos d’água. (METCALF & EDDY, 2003, p. 1391-1401)

No sul do Brasil, os efluentes tratados deverão ser armazenados durante os meses de inverno, devido às condições de baixa vazão nos rios, e descarregados durante os meses de verão quando há aumento de vazão. A construção deste reservatório é mais vantajosa, mesmo ocorrendo déficit hídrico, pois os agricultores podem completar o que falta com água de outra fonte e a SANEPAR oferecer para os agricultores esta quantidade de efluente tratado.

Cabe citar que do ponto de vista operacional, a distribuição do efluente tratado pode ser feita por pequenos reservatórios de distribuição. Pois como a área de irrigação é muito grande, os pequenos reservatórios com canais de distribuição próximos às zonas de irrigação facilitariam o transporte.

Os reservatórios otimizam o uso da água, aumentam a área agrícola que pode ser irrigada, liberam efluentes com boa qualidade e permitem uma operação flexível do sistema. (JUANICO, DOR, 1999, p. 61)

4.4 CONCEPÇÃO DO SISTEMA DE RESERVAÇÃO APLICANDO O CONCEITO DE RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO E CUSTOS DE IMPLANTAÇÃO

4.4.1 Aplicação do Conceito de Reservatório Profundo

O armazenamento de efluentes em reservatório profundo de estabilização é novidade no Brasil. Não se encontra no país nenhum reservatório profundo de estabilização em funcionamento, entretanto, em outros países, esses reservatórios são utilizados há mais de 30 anos. Os reservatórios profundos começaram a ser utilizados com o objetivo de armazenar os efluentes, tratados ou brutos, na época da estação chuvosa em grandes reservatórios, para posterior uso na irrigação. No entanto, logo foi percebido que os esgotos assim armazenados sofriam certo grau de tratamento e, dessa forma, tais reservatórios foram chamados de reservatórios de estabilização. (JUANICO e SHELEF, 1991)

Ao contrário do clima mediterrâneo que é chuvoso no inverno e seco no verão, Ponta Grossa possui um clima chuvoso no verão e seco no inverno. Como a cultura da soja é plantada somente nos meses de novembro a abril, é necessário reservar os efluentes nos meses de inverno. Outro fator para armazenar o efluente no inverno é que por ser uma estação seca, há poucas chuvas e ocorre a diminuição da vazão do rio onde o esgoto é despejado, podendo ocasionar a não depuração do esgoto e, conseqüentemente, danos ao ecossistema aquático.

No caso de Ponta Grossa, a condição ideal seria operar o reservatório profundo de estabilização em um ciclo de três fases: enchimento-reposo-uso, no regime de batelada simples. Deste modo, o efluente seria armazenado no inverno, para de receber esgoto algum tempo antes do período de irrigação, isto é, o esgoto fica em uma fase de repouso e, por último, o reservatório é esvaziado durante o verão, quando a cultura precisa ser irrigada. Também nos meses de verão, a vazão da ETE pode ser despejada no rio, sem causar danos, pois há aumento de vazão no rio.

A fase do repouso é o período em que o reservatório nem recebe esgoto nem fornece efluente, esta fase é quando existe uma maior qualidade microbiológica do efluente. Como afirma Juanicó (1999, p. 61), os reservatórios permitem uma operação flexível do sistema, otimizam o uso da água, aumentam a área agrícola que pode ser irrigada e liberam efluentes com qualidade alta e confiável.

A determinação da adequada carga orgânica superficial máxima permitida no reservatório foi realizada utilizando os critérios dos pesquisadores de Israel, que consideram a carga orgânica superficial média de 50 kg DBO/ha.d como a carga máxima permitida. Esta carga apresenta um bom desempenho, conforme os estudos realizados pelos pesquisadores como Dor e Raber (1990) *apud* Juanicó (1999, p. 79). Cargas orgânicas superficiais baixas, como a carga escolhida, não apresentam odores desagradáveis, pois o reservatório se apresenta como totalmente aeróbio ou facultativo. (JUANICÓ, 1999, p. 79). Portanto a área média calculada foi de 5,31 ha.

JUANICÓ (2010) cita que alguns autores encontraram eficiências de 90 a 99% de remoção de coliformes fecais para o regime de fluxo contínuo e eficiências de 99,99% para a remoção de coliformes fecais no regime de batelada, de 30 a 50 dias em repouso. Em um trabalho experimental realizado por Athayde Júnior; Silva; Oliveira (1998) sobre a remoção de coliformes fecais em reservatórios de estabilização, observou-se o decaimento de coliformes fecais foi praticamente nulo durante a fase do enchimento, no entanto na fase de repouso ocorreu uma acentuada mudança. A fase de enchimento deve ser a mais curta possível e ser limitada por uma carga orgânica que não cause maus odores. Conforme Athayde Júnior; Silva; Oliveira (1998), o tempo médio de maturação para que os efluentes do reservatório de estabilização, alimentados com efluentes de lagoas anaeróbias, possam ser reutilizados na irrigação irrestrita é de aproximadamente 40 dias.

Há pouca literatura sobre os reservatórios de estabilização e existe polêmica em relação ao desempenho da remoção de bactérias fecais, portanto é necessário o desenvolvimento de mais pesquisas sobre o decaimento bacteriano em reservatórios profundos.

O processo de tratamento que ocorre nos reservatórios de armazenamento de águas residuárias, é natural, pois a atividade biológica é afetada pela radiação solar, não sendo necessário o uso de equipamentos. A intensidade de radiação solar influencia a temperatura da massa líquida, fazendo com que a degradação da matéria orgânica por bactérias heterotróficas ocorra mais rapidamente, e também, conduz a atividade fotossintética das algas, que ocasiona a elevação do pH e a concentração de oxigênio dissolvido. (FRIEDLER, 1999, p. 113-124)

O reservatório profundo de estabilização oferece um grande potencial de águas residuárias para serem reservadas e utilizadas na irrigação. O armazenamento atende as demandas sazonais e também serve como pós-tratamento.

4.4.2 Aspectos Construtivos

A altura foi determinada utilizando a fórmula 23, considerando o volume obtido pelo cenário 3, do item 4.3, que foi de 767.232 m³. Com isso foi obtida a profundidade da lagoa, de 16,4 m, considerando o volume morto (ou fundo morto) e a borda livre.

Os solos da região do estudo se caracterizam por apresentarem profundidades maiores que 2,0 m, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (1999, p. 341). Não foi possível identificar em que profundidade as rochas são encontradas na região do estudo, portanto é necessário contratar uma empresa especializada em realizar sondagens para obter o diagnóstico preciso da profundidade que as rochas se encontram.

Com o objetivo de diminuir a profundidade de escavação do reservatório, uma vez que o mesmo apresenta profundidade, de 16,4 m, considerando a borda livre e o volume morto, foi utilizada a terra do próprio terreno para construir os diques

e taludes. Com a utilização da terra, o talude externo e dique possuem uma altura de 5,75 m, portanto a profundidade que será realmente escavada foi de 10,67 m.

Em relação aos aspectos construtivos de lagoas, foi adotado o valor de 0,5 m de borda livre, com a finalidade de segurança contra o aumento do nível de água, além das condições de projeto. O volume morto adotado, para armazenamento dos sedimentos, foi de 1 m. Foi considerada a inclinação do talude interno e externo (D) para solos argilosos 1:1 (vertical/horizontal). As dimensões do reservatório foram as seguintes:

- Área: 53. 200 m²;
- Volume: 767.232 m³;
- Altura: 14,43 m;
- Comprimento: 326,20 m;
- Largura: 163,10 m;
- Borda livre: 1 m;
- Fundo morto: 1 m;
- Altura total (fundo morto + borda livre): 16,43 m;
- Inclinação do talude interno (D): 1:1;
- Inclinação do talude externo (D): 1:1;
- Comprimento no fundo morto: 309,77 m;
- Comprimento no fundo: 311,77 m;
- Comprimento no nível do terreno: 331,01 m;
- Comprimento no nível de água: 340,63 m;
- Comprimento na crista do talude: 342,63 m;
- Largura no fundo morto: 146,67 m;
- Largura no fundo: 148,67, m;
- Largura no nível do terreno: 168,03 m;
- Largura no nível de água: 177,53 m;
- Largura na crista do talude: 179,53 m;
- Altura até o nível do terreno: 10,67 m;
- Altura do talude externo: 5,75 m;
- Coroamento do talude: 3 m;

- Área da seção transversal do talude externo e dique: 50,31 m²;
- Volume total do talude externo e dique: 53.135 m³;
- Área da seção transversal do reservatório do nível do terreno até o fundo morto: 1.679,82 m²;
- Volume do reservatório no nível do terreno até o fundo morto: 537.877,00 m³.

A Figura 23 apresenta o corte longitudinal do reservatório profundo de estabilização com as respectivas dimensões. O Apêndice F apresenta o corte transversal do reservatório e o Apêndice G a planta do reservatório.

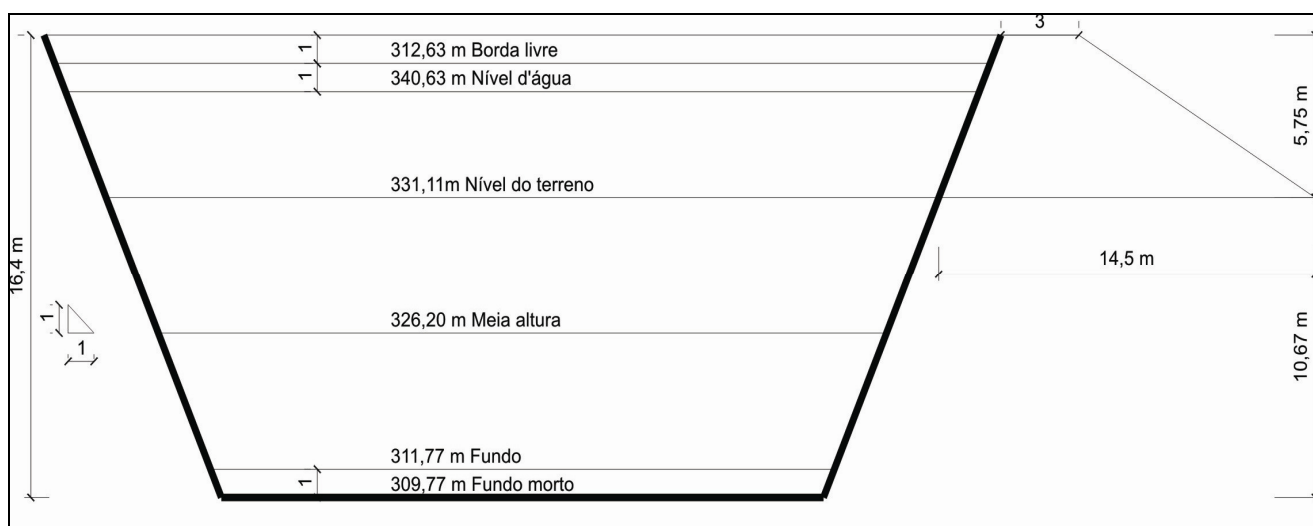


FIGURA 23 - ETE RONDA: CORTE LONGITUDINAL DO RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO

FONTE: A autora (2010)

Devido a grande profundidade do reservatório de estabilização, a remoção de lodo é necessária somente após períodos longos, principalmente por receber efluentes já tratados. O risco de mau cheiro também é reduzido, pois a camada aeróbia oxida química e bioquimicamente o gás sulfídrico gerado na decomposição anaeróbia.

4.4.3 Custos de Implantação

Na análise de viabilidade de um empreendimento devem ser consideradas as características físicas do projeto. Também é necessário realizar a análise econômica, levantando-se os custos do projeto para a implantação e o risco envolvido no empreendimento, de modo que se verifique a viabilidade do investimento. No estudo realizado foi considerado como características do sistema: o consumo médio de efluente, o volume do reservatório e os custos do projeto.

O levantamento topográfico do terreno e a sondagem do solo são necessários para a execução da obra e serão feitos inicialmente. A limpeza do terreno compreende a derrubada e o desenraizamento das árvores existentes na área a ser ocupada pelo reservatório e pela via de acesso, sendo considerado no levantamento de custos a utilização de trator de esteira e motoniveladora na limpeza e raspagem superficial do terreno, permitindo o nivelamento da área. O material removido deverá ser transportado do local da obra.

Visando a redução de custos com serviços relativos à movimentação de terra, foi considerado o aproveitamento do material obtido na escavação do terreno para utilização no próprio reservatório. Assim, os diques e taludes serão construídos com a terra retirada do local da obra, objetivando a redução da profundidade do reservatório, o que por sua vez, reduzirá os custos com a escavação.

O material escavado que não for utilizado na obra será transportado através de caminhão basculante, sendo considerado 30% de empolamento do solo para fins de cálculo do volume de terra a ser transportado.

O fundo e os taludes internos do reservatório não devem possuir permeabilidade excessiva, que possam causar a contaminação do lençol freático, nem tampouco dificuldades na manutenção do líquido no reservatório. Assim, recomenda-se utilizar a geomembrana para a impermeabilização das paredes do reservatório.

A interligação entre a lagoa de estabilização e o reservatório será realizada por meio de uma caixa de passagem, de modo a permitir coletas de amostras e a desobstrução de canalizações.

O efluente entrará no reservatório através de uma tubulação localizada na parte inferior, com o objetivo de melhorar o desempenho do reservatório. Conforme Juanicó (1999, p. 65-66), a entrada do efluente na parte inferior melhora o balanço do oxigênio e evita-se o curto-circuito hidráulico.

A tubulação de saída será suspensa em uma estrutura flutuante, com uma abertura de 1 m abaixo da superfície da água. Esta abertura é realizada para captar o efluente da parte do epilímnio, rico em oxigênio, cujo efluente possui melhor qualidade do que o hipolímnio anaeróbico. A estrutura flutuante é utilizada em decorrência da variação do volume no reservatório. Também será levada em consideração, a direção do vento, pois o vento carrega sólidos suspensos, poluentes e patógenos ressuspensos. Por isso a captação não pode ser localizada do lado a favor do vento. (JUANICÓ, 1999, p. 66-67). A entrada será situada na extremidade oposta à saída, de forma a minimizar os curto-circuitos.

O Quadro 32 detalha os custos dos serviços necessários para a execução do reservatório, fornecidos por uma empresa de engenharia e o Quadro 33 detalha os custos dos mesmos serviços apresentado pelo Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI) fornecidos pela Caixa Econômica Federal em convênio com o IBGE.

Conforme os Quadros 32 e 33 verifica-se que o valor total do reservatório levantado com base nos custos SINAPI está bem abaixo do valor total proposto pela empresa A. Assim, optou-se por adotar o custo total do Quadro 33, com base nos custos SINAPI, no valor de R\$ 7.351.570,00, para o reservatório em estudo, tendo em vista que o SINAPI é a referência de custos para obras realizadas com recursos dos orçamentos da União conforme exigência da Lei nr. 12.017/2009, a qual dispõe sobre as diretrizes para a elaboração e execução da Lei Orçamentária de 2010.

É importante salientar que havendo interesse de implantar este projeto por parte do setor público, o custo do empreendimento deverá ser bem próximo do valor informado acima, uma vez que existe exigência legal de contratação por meio de licitação e o orçamento estimativo levantado através dos custos SINAPI servirá de base para a melhor proposta apresentada em licitação. Sendo o empreendimento implantado pelo setor privado, é aconselhável uma ampla tomada de preços junto às empresas do setor da construção civil, para a obtenção de vários orçamentos, permitindo optar-se pelo custo mais apropriado à realidade do mercado.

ATIVIDADES	UNIDADE	QUANTIDADE	CUSTO UNITÁRIO	VALOR TOTAL	OBS.
Topografia e Sondagem	gb	-----	10.000,00	10.000,00	Levantamento Planialtimétrico
Limpeza do terreno	m ²	71000	1,86	132.060,00	Raspagem superficial de 12 cm de terra com motoniveladora
Transporte do material, carga e descarga - limpeza do terreno	m ³	852	5,00	4.260,00	Transporte com caminhão basculante de 5 m ³ e carga com pá-carregadeira
Escavação mecanizada	m ³	555.315	8,95	4.970.069,00	Com escavadeira hidráulica
Construção dos taludes	m ³	53.139	14,30	759.894,00	mecanizada
Transporte do material, carga e descarga - escavação	m ³	652.829	5,00	2.510.880	Transporte com caminhão basculante de 5 m ³ e carga com pá-carregadeira
Revestimento interno	m ²	63.040	58,60	3.694.144,00	Incluído o custo da mão de obra. Material: geomembrana de 2 mm
Tubulações e acessórios*	gb	220 m de barra e 01 caixa de passagem	47,40 a barra de 6 m; 76,00 a caixa de passagem	3.000,00	Material e espessura: Tubo e conexão de PVC rígido de 100 mm. Incluindo instalação
Cerca	m	573	16,18	9.271,00	Arame farpado, H= 1,80 m, fixada em mourões de madeira
Valor total	gb	-----	-----	12.846.837,00	-----

QUADRO 32 - ETE RONDA: CUSTO DE EXECUÇÃO (I) DO RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO

FONTE: Empresa A (tabela de preço de Julho/2010)

NOTA: * Orçado pela empresa Tigre S/A (tabela de preço de Julho/2010).

ATIVIDADES	UNIDADE	QUANTIDADE	CUSTO UNITÁRIO	VALOR TOTAL	OBS.
Sondagem	m	44	58,12	2.557,00	4 furos de 11,00 m cada
Topografia	m ²	71000	0,08	5.680,00	Levantamento Planialtimétrico
Limpeza do terreno	m ²	71000	0,90	63.900,00	Desmatamento com trator de esteira e raspagem de 12 cm de terra com motoniveladora
Transporte do material, carga e descarga - limpeza do terreno	m ³	852	2,34	1.994,00	Transporte com caminhão basculante de 5 m ³ e carga com pá-carregadeira
Escavação mecanizada	m ³	555.315	5,48	3.043.126,00	Trator de esteira com lamina de 2.500 kg
Construção dos taludes	m ³	53.139	6,04	320.956,00	Trator de esteira, motoniveladora e rolo compactador vibratório liso
Transporte do material, carga e descarga - escavação	m ³	652.829	2,34	1.527.620,00	Transporte com caminhão basculante de 5 m ³ e carga com pá carregadeira
Revestimento interno	m ²	63.040	37,64	2.372.826,00	Incluído o custo da mão de obra. Material: geomembrana lisa de 2 mm
Tubulações e acessórios*	gb	220 m de barra e 01 caixa de passagem	47,40 a barra de 6 m; 76,00 a caixa de passagem °	3.000,00	Material e espessura: Tubo e conexão de PVC rígido de 100 mm. Incluindo instalação
Cerca	m	573	17,29	9.907,00	Arame farpado, H= 1,80 m, fixada em mourões de madeira
Valor total	gb	-----	-----	7.351.570,00	-----

QUADRO 33 - ETE RONDA: CUSTO DE EXECUÇÃO (II) DO RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO

FONTE: SINAPI (tabela de preços de junho/2010)

NOTA: *Orçado pela empresa Tigre S/A (tabela de preços de Julho/2010).

** Nos custos unitários do SINAPI, estão inclusos o BDI de 28%, adotado da tabela de preços da SANEPAR.

A Tabela 13 apresenta a avaliação preliminar da viabilidade econômica, levando em consideração a análise econômica do reservatório e da fertirrigação.

TABELA 13 - ETE RONDA: AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA VIABILIDADE ECONÔMICA DO RESERVATÓRIO PROFUNDO

	ITEM	UNIDADE	VALOR
Reservatório	Custo Reservatório	R\$	7.351.570,00
	Volume Reservatório	m ³	767.232
	População atendida	hab	55.000
	Número de economias	hab	11.000
	Custo Reservatório	R\$/hab	133,66
	Custo Reservatório	R\$/economia	668,32
Emissário	Economia com a extensão do emissário	R\$	Não calculada
Fertirrigação	Aplicação de N	kg/ha	196,8
	Aplicação de P	kg/ha	18
	N aplicado	kg/ha.ciclo	24,08
	P aplicado	kg/ha.ciclo	7,49
	Economia de N aplicado	R\$/ha	131,10*
	Economia de P aplicado	R\$/ha	314,88**
	Ganho de produtividade	R\$	Não calculada

FONTE: A autora (2010)

NOTA: * R\$ 5,44 / kg N

** R\$ 42,04 / kg P

A Tabela 13 apresenta, de maneira preliminar, que o custo do reservatório seria de R\$ 133,66 por habitante. Como geralmente, os financiamentos realizados pelas Empresas de Saneamento possuem um período de amortização de 20 anos, isto representaria o valor de R\$ 6,68 / hab. ano. Se cobrado na tarifa mensal, por 12 meses, resultaria o custo de R\$ 0,55 / hab.mês. Em uma casa, de 4 habitantes, o custo mensal adicionado na tarifa de água e esgoto seria de R\$ 2,22.

A utilização do efluente tratado propicia uma economia de nitrogênio de R\$ 131,10 / ha e uma economia de fósforo no valor de R\$ 314,88 / ha. Portanto, o aumento na tarifa poderá ser abatido pela economia de fertilizantes e pelo aumento da produtividade em decorrência da utilização de efluente tratado, que contém N e P.

Analisando economicamente os resultados apresentados nesta dissertação observa-se que o custo inicial do empreendimento é bastante significativo, aparentemente não muito atrativo. Porém, a longo prazo o retorno financeiro, obtido na cobrança do produto fornecido ao setor agrícola, ou seja, o efluente tratado já composto dos nutrientes adequados à cultura da soja, ou outras culturas que possam ser estudadas, compensará o investimento realizado, principalmente se houver restrições cada vez maiores com relação à utilização dos recursos hídricos existentes.

Igualmente, deve ser considerado que o uso de efluente tratado, no período de estiagem, propiciará que o emissário tenha menor extensão, mas o valor correto será obtido a partir de cálculos relacionados às informações do corpo de água receptor.

5 CONCLUSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DE ETE COMPOSTA POR RALF E LAGOA DE POLIMENTO

As análises desenvolvidas nesta dissertação permitem conclusões importantes sobre os elementos para a concepção do pós-tratamento de ETE composta por RALF & Lagoa de Polimento, empregando reservatório profundo de estabilização, visando a fertirrigação, aplicada a ETE Ronda.

O sistema RALF e lagoa de polimento da ETE Ronda foi monitorado no período de 2008, 2009 e no primeiro semestre do ano de 2010, para as análises físico-químicas como DQO total, DBO total, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos totais e fósforo e apresentou-se eficiente na remoção de matéria orgânica. Os resultados médios de remoção total de DQO e de DBO foram de 72,2% e 80,1%, respectivamente. Apenas um resultado de DQO e de DBO não atingiu o padrão de lançamento estipulado pela Resolução SEMA 001/07. Os sólidos sedimentáveis foram bem removidos, com a eficiência média global de 96%. Com relação à remoção de fósforo, o sistema apresentou uma baixa eficiência, com média global, de 16%, comprovando que o sistema não remove fósforo.

O reator RALF e lagoa de polimento apresentaram um desempenho ruim na remoção do nitrogênio total, amoniacal e orgânico, como consequência, as eficiências do sistema foram baixas, 55%, 53%, 58%, respectivamente. No entanto, todos os resultados de nitrogênio amoniacal total atingiram o padrão de lançamento estipulado pela Resolução SEMA 001/07, de 20 mg/L.

As análises físico-químicas como nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico e total e as análises bacteriológicas como *E. coli* e CT foram monitoradas no período de setembro de 2009 a maio de 2010. As eficiências globais do sistema para coliformes totais e *E. coli* foram de 98,8% e 99,1%, respectivamente e situaram-se dentro da faixa usual para este tipo de tratamento. ou seja, remoção de 1 log cada, representando uma eficiência global, da ordem de 2 unidades logarítmicas. Em termos de concentração efluente, a média de *E. coli* foi 5,05E+04

NMP/100 mL e de CT foi $5,08E+05$ NMP/100 mL, evidenciando que os valores estão acima do limite máximo recomendado pela USEPA e pelo PROSAB para irrigação irrestrita e restrita e pela OMS somente para irrestrita.

As fórmulas de Ayres *et al.* para a remoção de ovos de helmintos conduziram a uma eficiência de 99,68% e 99,75%. Com as eficiências obtidas, o efluente final estará dentro do limite recomendado pela OMS e PROSAB, os quais recomendam um efluente final com menos de 1 ovo de nematóide/L para a irrigação restrita e irrestrita.

Assim, a qualidade do efluente verificada na ETE Ronda não está adequada para fins de irrigação agrícola, sendo necessária mais uma unidade de tratamento para atingir os padrões recomendados. Todavia, o reator RALF, seguido pela lagoa de polimento, apresenta-se como uma alternativa viável para o tratamento de águas residuárias para despejo em corpo d'água receptor.

No estudo os valores de d para fluxo disperso, utilizando as fórmulas propostas por Yanez (1993) e Von Sperling (1999), apresentaram resultados próximos, 0,44 e 0,47.

Os valores médios obtidos para os coeficientes de decaimento bacteriano, *E.coli*, para fluxo pistão foi de $0,32\text{ d}^{-1}$ e para mistura completa foi de $1,27\text{ d}^{-1}$ para o cálculo realizado com todos os resultados das análises, e $2,37\text{ d}^{-1}$ para o cálculo excluindo as duas piores eficiências. Utilizando a fórmula proposta por Yanez (1993) e Von Sperling (1999), os resultados obtidos excluindo as duas piores eficiências foram de $0,64\text{ d}^{-1}$ e $0,65\text{ d}^{-1}$.

5.2 BALANÇO HÍDRICO DA REGIÃO DOS CAMPOS GERAIS (PARANÁ)

O balanço hídrico climatológico foi realizado em escala mensal, determinado por meio do modelo de Thornthwaite & Mather (1955). Por esse modelo, para obtenção do rendimento máximo, a cultura soja necessitou em todo o seu ciclo de 376,03 mm de água, sendo a sua necessidade hídrica menor do que a obtida no estudo de Matzenauer, de 827,20 mm e Embrapa Soja, de 450 a 800 mm de água. Com essa metodologia, não foi obtido déficit hídrico pela cultura, necessário para o

cálculo do volume do reservatório. Portanto, foi utilizado o método do balanço hídrico sequencial realizado por Araujo, em escala diária.

A quantidade de efluente que será aplicado à cultura de soja, obtida pelo balanço hídrico sequencial, forneceu os déficits de 35,2 mm no estágio fenológico I, que equivale aos 15 primeiros dias, 60,2 mm no estágio II, equivalente a 45 dias, 79,1 mm no estágio III, equivalente a 50 dias, e o último estágio, IV, não foi considerado pois não ocorreu déficit, portanto não há necessidade de irrigação. A vazão de irrigação, para a área de plantação estipulada em 1000 ha, foi de 1745000 m³/por ciclo da cultura de soja. Foi considerada a eficiência de irrigação de 100%, as perdas do efluente tratado nas tubulações não foram consideradas.

O efluente utilizado na fertirrigação foi capaz de suprir pouco a demanda total de nitrogênio e parcialmente a demanda de fósforo. É possível reduzir em 10% à adubação nitrogenada e em 41% a dose de fósforo.

O método recomendado para irrigar a cultura de soja na região de Ponta Grossa/PR é o de sulcos ou canais. O método apresenta facilidade na operação de distribuição do efluente e baixo custo de execução.

5.3 CÁLCULO DO VOLUME DE RESERVAÇÃO DO EFLUENTE VISANDO A FERTIRRIGAÇÃO DA SOJA, APLICADA À REGIÃO DE CAMPOS GERAIS

Foram realizados três cenários para a determinação da capacidade do reservatório e as situações possíveis de reservação, empregando-se o método do máximo déficit acumulado. O cenário 1 apresentou um volume de reservação grande, igual a 1.498.176 m³, pois todo o efluente é armazenado e somente nos últimos cinco meses o excesso será descartado no rio. Este cenário representa o regime de fluxo contínuo, pois o reservatório recebe esgoto parcialmente tratado durante todo o ano e a fase de repouso não existe.

O cenário 2, difere do primeiro em relação ao armazenamento do efluente, que será realizado somente nos meses de abril a novembro. Nos meses de dezembro a março, verão no sul do Brasil, todo o efluente será descartado no rio,

pois nesta época do ano a vazão é alta, facilitando a diluição. O volume do reservatório foi o mesmo do cenário 1.

No cenário 3 o volume do reservatório foi de 767.232 m³, menor quando comparado aos cenários 1 e 2, porém não foi possível suprir totalmente a demanda hídrica da cultura nos meses do cultivo, ocorrendo déficit. Neste cenário os efluentes foram armazenados nos meses de inverno no Sul do Brasil (julho a setembro) e no mês de outubro o volume armazenado permanece em repouso, para um maior polimento no efluente. Nos meses de novembro a março o efluente será utilizado na irrigação da cultura de soja.

Analisando os diferentes cenários foi selecionado o volume do reservatório do cenário 3 para a elaboração do o orçamento, pois este cenário atende tanto a questão ambiental como a financeira. Há um retorno ambiental, pois possibilita a “descarga zero” nos corpos d'água nos meses de inverno, no Sul do Brasil, época do ano que são menores as frequências e os volumes de precipitações, consequentemente, os rios terão baixa capacidade para receber esse volume de efluente.

A construção deste reservatório é mais vantajosa, mesmo ocorrendo déficit hídrico, pois os custos de construção são bem menores que nos outros cenários, fator bastante significativo, de forma que o volume de água que faltará à cultura poderá ser suprida através das fontes habituais utilizadas pelos agricultores, com a vantagem de ser um volume bem inferior ao atualmente utilizado.

5.4 CONCEPÇÃO DO SISTEMA DE RESERVAÇÃO APLICANDO O CONCEITO DE RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO E CUSTOS DE IMPLANTAÇÃO

O reservatório será operado em um ciclo de três fases: enchimento-reposo-uso, no regime de batelada simples. Foi considerada a carga orgânica superficial média no reservatório de 50 kg DBO/ha.d, a área média do reservatório resultou em 5,31 ha, para uma profundidade total de 16,40 m, considerando o fundo morto e a borda livre.

O orçamento do empreendimento foi realizado por uma empresa de engenharia e pelo Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI). Verificou-se que o valor total do reservatório levantado com base nos custos SINAPI está bem abaixo do valor total proposto pela empresa A. Assim, optou-se por adotar o custo total, com base nos custos SINAPI, no valor de R\$ 7.351.570,00, para o reservatório em estudo.

Analisando economicamente os resultados apresentados no trabalho observa-se que o custo inicial do empreendimento é bastante significativo, aparentemente não muito atrativo, porém a longo prazo, o retorno financeiro obtido na cobrança do produto fornecido ao setor agrícola, ou seja, o efluente tratado já composto dos nutrientes adequados à cultura da soja, compensará o investimento realizado, principalmente se houver restrições cada vez maiores com relação à utilização dos recursos hídricos existentes.

O reuso de efluentes tratados contribuem para a conservação dos recursos naturais, como também para a diminuição de cargas poluidoras nos corpos d' água, já que os nutrientes são reutilizados diretamente. Neste sentido, os reservatórios profundos de estabilização oferecem um grande potencial de águas residuárias para serem reservadas e utilizadas na irrigação. O armazenamento atende as demandas sazonais e serve como pós-tratamento.

Pode-se concluir que apesar do alto custo inicial de construção do reservatório, em decorrência da extensa área e da profundidade ocupada, os custos de operação e manutenção são baixos, em comparação com outros métodos de tratamento.

6 RECOMENDAÇÕES

Para realização de trabalhos futuros recomenda-se:

- a) realizar o monitoramento de outras lagoas de polimento, em diversas regiões do estado, para se obter parâmetros de projeto mais confiáveis e adequados ao clima da região. O monitoramento deverá se estender ao período igual ou superior a um ano;
- b) para o cálculo do K_{mo} , as análises de DBO e DQO, solúvel e particulada, devem ser incluídas no monitoramento das lagoas, para considerar a influência das algas;
- c) para o cálculo do K_b da lagoa de polimento, recomenda-se a continuidade das análises de CT e *E. coli* na ETE Ronda, de forma a se obter maiores números de dados e com isso apurar as medições que foram feitas;
- d) realizar o teste com traçadores para determinar o número de dispersão (d) na lagoa. O teste também identifica a existência de caminhos preferenciais ou “curtos-circuitos”, a presença de zonas mortas ou estagnantes, que levam a um comportamento não-ideal do escoamento real;
- e) realizar o cálculo do balanço hídrico climatológico diário para a região de estudo; pois o cálculo em escala mensal não revelou sensibilidade, para a obtenção do déficit hídrico para a cultura;
- f) realizar o cálculo do volume do reservatório, levando em consideração as perdas do sistema de irrigação e a distribuição do efluente tratado por pequenos reservatórios;
- g) considerar outros possíveis cenários para a determinação da capacidade do reservatório, como o lançamento do efluente em função da curva de permanência do rio e irrigando uma cultura de inverno, como aveia, trigo e azévem;
- h) recomenda-se realizar um levantamento sobre a profundidade dos solos em regiões no Paraná, para sugerir quais as profundidades máximas e onde se aplica o reservatório profundo de estabilização;

- i) elaborar projetos e orçamentos de reservatórios para configurações com vazões de projeto diferentes da vazão adotada neste trabalho;
- j) implantar um reservatório profundo de estabilização, em escala piloto, visando avaliar o desempenho do sistema, especialmente na remoção de DBO e *E. coli*, e a modelagem hidrodinâmica, a fim de estudar o regime hidráulico do reservatório.

REFERÊNCIAS

ABELIOVICH, A.; KAPLAN, D. Nitrogen and nitrification. In: JUANICÓ, M.; DOR, I. (Eds.). **Reservoirs for wastewater storage and reuse**. Springer, Environmental Science Series, Germany, 1999, Cap. 10, p. 159-171.

AGRITEMPO. Sistema de monitoramento agrometeorológico. **Água disponível no solo**. Disponível em: <<http://www.agritempo.gov.br>> Acesso em: 17/08/2009.

AISSE, M. M. **Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, 192p.

_____. **Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. 283 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Setor de Engenharia Sanitária, Universidade Federal de São Paulo. São Paulo, 2002.

AISSE, M. M. *et al.* Reuso Urbano e Industrial. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (Org.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006, p. 111-154

AISSE, M. M.; BONA, A.; CRISTO, D. P. de. Avaliação do comportamento hidráulico de tanques de contato para a desinfecção de efluentes sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte/MG. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2007. 8 p.

ANDREOLI, C.V. *et al.* **Uso integrado de efluente de estação de tratamento de esgoto sanitário e biogás na agricultura**. SANEPAR, Curitiba, 2007. Anteprojeto.

ARAÚJO, A. L. *et al.* Reservatórios Profundos de Estabilização Tratando Esgoto Doméstico: Remoção de Fósforo. In: SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 8., 1998, João Pessoa/PB. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1998. 11 p.

ARAÚJO, M. A. **Modelos agrometeorológicos na estimativa da produtividade da cultura da soja na região de Ponta Grossa – Paraná**. 109 f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2008.

ARAÚJO, S. F. S. de. **Avaliação do desempenho de lagoa de polimento em escala piloto, utilizada para pós-tratamento de efluentes de reator anaeróbio**. 88 f. Tese (Doutorado Engenharia Civil). Setor de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NR 570**: Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1990, 11 p.

_____. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993, 15p.

_____. **NBR 12209**: Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1992, 12 p.

ATHAYDE JÚNIOR, G. B. SILVA, S. A. OLIVEIRA, R. Reservatórios de estabilização tratando esgotos domésticos para reutilização na irrigação. In: SILUBESA, 8., 1998, João Pessoa/PB. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES. 1998. 13 p.

ATHAYDE JÚNIOR, G. B. SILVA, S. A. ATHAYDE, S. T. **Tratamento de águas residuárias domésticas para reuso na agricultura II: Reservatórios de estabilização**. Trabalho apresentado no I Simpósio Internacional Sobre Tecnologias de Apoio à Gestão de Recursos Hídricos, UEPB - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2001.

AWWA/APHA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th edition, Washington, 1998.

_____. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21th edition, Washington, 2005.

AYRES, R. M.; ALABASTER, G. P.; MARA, D. D.; LEE, D. L. A design equation for human intestinal nematode egg removal in waste stabilization ponds. **Water Research**, v. 26, n. 6, p. 863-865, 1992.

BASTOS, R. K. *et al.* Introdução. In: BASTOS, R. K. X. (coord.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES, RIMA, 2003, cap. 01, p. 1-21.

BASTOS, R. K., BEVILACQUA, P. D., KELLER, R. Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana. In: GONÇALVES, R. F. (coord.). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. Cap. 02, p. 27-83.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D. Normas e critérios de qualidade para reuso da água. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (Org.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006, cap. 02, p. 18-61.

BENETTI, A. D. **Reuso de águas residuárias na agricultura: cenário atual e desafios a serem enfrentados**. Trabalho apresentado no II Simpósio Nacional sobre o uso da água na agricultura. Universidade de Passo Fundo. Passo Fundo, 2006. 15 p.

BERGAMASCHI, H. Desenvolvimento de déficit Hídrico em culturas. In: BERGAMASCHI, H. (Coord.). **Agrometeorologia aplicada à irrigação**. 2. ed. Porto Alegre: Ed. (UFRGS), 1999, Cap. 02, p. 25-32.

BHERING, S. B.; SANTOS, H. G. dos (ed.). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Mapa de solos do Estado do Paraná: legenda atualizada**. Rio de Janeiro: Embrapa Florestas: Embrapa Solos: Instituto Agrônômico do Paraná, 2008, 74 p.

BÓRIO, T. M.T.; OLIVEIRA, E. A.; QUEIROZ S. M.P. Decaimento bacteriano e remoção de DBO_5 em lagoa de maturação. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10., 1979. Manaus/AM. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1979.

BRAGA, B. *et al.* **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002, 305 p.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 17 mar. 2005, p.1-23.

_____. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução n. 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática do reuso direto não potável de água, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 9 de março, 2006, p. 1-3.

_____. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Lei n. 9433, de 08 de janeiro de 1997. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 8 jan. 2007, p. 1-17.

BREGA FILHO, D.; MANCUZO, P. C. S. Conceito de reuso de água. In: MANCUZO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos. **Reuso de água**. São Paulo, Barueri: Manole, 2003. Cap. 02, 21-36.

CAMARGO, M. B. P.; CAMARGO, A. P. **Representação gráfica informatizada do extrato do balanço hídrico de Thornthwaite & Mather**. Campina: Bragantia, v.52, p.169-172, 1993.

CAVALCANTI, F. F. P. **Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical region**. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, 2003. Cap. 4, p. 45-84.

CAVALCANTI, F. F. P. *et al.* Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICARO, C. A. de L. (coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: FINEP, 2001. Cap. 3, p. 105-170.

CHERNICARO, C. A. de L. **Reatores Anaeróbios**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2007. 380 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 5).

CHERNICARO, C. A. de L. *et al.* Reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J. R. (coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Cap. 7, p. 155-198.

CHERNICARO, C. A. de L. *et al.* Controle operacional de reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J. R. (coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Cap. 9, p. 221-247.

CHERNICARO, C. A. de L. *et al.* Introdução. In: CHERNICARO, C. A. de L. (coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: FINEP, 2001. Cap. 1, p. 19-34.

COMPANHIA BRASILEIRA DE PROJETOS E EMPREENDIMENTOS (COBRAPE). **Estudo de Concepção e Projeto de Engenharia para Ampliação do Sistema de Esgotos Sanitários de Ponta Grossa-PR**. Curitiba, 1998.

CONSTANTE, C. P. **Comunicação pessoal**. SANEPAR - Unidade de Serviços de Avaliação de Conformidades (USAV). Curitiba, abril de 2010.

CUNHA, G. R. Balanço hídrico climático. In: BERGAMASCHI, H. (Coord.). **Agrometeorologia aplicada à irrigação**. 2. ed. Porto Alegre: Ed. (UFRGS), 1999, Cap. 05, p. 63-84.

DAKER, A. **A Água Na Agricultura**: Manual de Hidráulica Agrícola. v. 3 Irrigação e drenagem, 5.ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1976. 456 p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**, Brasília, DF, Ed: Embrapa. Produção de informação, Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412 p.

EMBRAPA SOJA. **Recomendações técnicas para a cultura da soja no Paraná 1999/2000**. Londrina, PR, 1999. 263 p. (Embrapa Soja. Documentos, 131)

EVANGELISTA, N.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. DE L. **Modelagem matemática da remoção bacteriana e de ovos de Helminthos em um sistema reator UASB/Lagoa facultativa, em escala real**. Trabalho apresentado no XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Cancun, México, 27 a 31 de outubro, 2002.

FARIAS, J. R. B. **Environmental limitations to maximum soybean yield**. In: WORLD SOYBEAN RESEARCH CONFERENCE, 7, Foz do Iguaçu. Proceedings. Londrina: Embrapa-Soja, 2004.

FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. Utilização de esgotos sanitários - marcos conceituais e regulatórios. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (Org.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006, cap. 01, p. 1-15.

FORESTI, E. *et al.* Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Cap. 3, p. 29-51.

FRIEDLER, E. Modelling. In: JUANICÓ, M.; DOR, I. (Eds.). **Reservoirs for wastewater storage and reuse**. Springer, Environmental Science Series, Germany, 1999, Cap. 07, p. 105-144.

GARCEZ, L. N. **Hidrologia**. São Paulo: Edgard Blucher Ltda., 1974.

GONÇALVES, R. F.; JORDÃO, E. P.; SOBRINHO, P. A. Introdução. In: GONÇALVES, R. F. (coord.). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. Cap. 01, p.1-26.

GOOGLE EARTH. Disponível em: <<http://www.googleearth.com>> Acesso em: 01/10/2009.

HAANDEL A. V.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos** - um manual para regiões de clima quente. Campina Grande; Guerreiro e Catunda, 1994.

HIGA, A.R. (Coord.). **SIFLOR - Sistema de informações para planejamento florestal**. Curitiba, 2003. 1 CD-ROM.

HUNGRIA, M; CAMPO, R. J.; MENDES, I. C. **A importância do processo de fixação biológica do nitrogênio para a cultura da soja: componente essencial para a competitividade do produto brasileiro**. Documento 283. Embrapa soja, Londrina/PR, 2007.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). **Programa Paranaense de Bionergia "PR Bioenergia"**. SEAB, IAPAR e Governo do Paraná. Curitiba, [2003?]. Disponível em: <<http://www.iapar.br/arquivos/File/bioenergia.pdf>>. Acesso em: 18/02/2009.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). **Monitoramento Agroclimático do Paraná: Médias Históricas das Estações do IAPAR**. Disponível em: <http://www.iapar.br/Sma/Estacoes_IAPAR/Estacoes_Parana.htm>. Acesso em: 13/04/2009.

INSTITUTO TECNOLÓGICO SIMEPAR. **Previsão climática para o inverno/2009**. Disponível em: <<http://www.simepar.br>>. Acesso em: 29/07/2009.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3 ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 720 p.

JUANICÓ, M. Process design and operation. In: JUANICÓ, M.; DOR, I. (Eds.). **Reservoirs for wastewater storage and reuse**. Springer, Environmental Science Series, Germany, 1999, Cap. 05, p. 61-83.

_____. **The performance of bath stabilization reservoirs for wastewater treatment, storage and reuse in Israel.** Water Science and Technology, Great Britain, v. 33, n. 10-11, p. 149-159, 1996.

_____. **Reservorios para el tratamiento y almacenamiento de aguas servidas con fines de riego.** Disponível em: <<http://www.juanico.co.il/>>. Acesso em: 10/02/2010.

JUANICÓ, M.; FRIEDLER, E. Hydraulic Age distribution. In: JUANICÓ, M.; DOR, I. (Eds.). **Reservoirs for wastewater storage and reuse.** Springer, Environmental Science Series, Germany, 1999, Cap. 06, p. 85-103.

JUANICÓ, M.; SHELEF, G. The Performance of Stabilization Reservoirs as a Function of Design and operational Parameters. **Water Science and technology**, Great Britain, v. 23, p. 1509-1516, 1991.

LETTINGA, G; HULSHOFF POL L.W. Anaerobic wastewater treatment technology with emphasis to upflow anaerobic sludge bed (UASB) reactor Systems. In **INTERNACIONAL COURSE ON ANAEROBIC TREATMENT, 1995**, Wageningen. Trabalho apresentado em curso. Department of Water Pollution Control, Agricultural University of Wageningen, Bomenweg 17-28 jul. 1995. Cap. 03, p. 23-41.

LETTINGA, G; HULSHOFF POL L.W. Basic aspects of anaerobic wastewater treatment technology. In **INTERNACIONAL COURSE ON ANAEROBIC TREATMENT, 1995**, Wageningen. Trabalho apresentado em curso. Department of Water Pollution Control, Agricultural University of Wageningen, Bomenweg 17-28 jul. 1995. Cap. 02, p. 7-22.

LIBHABER, M. **Reuso de águas servidas para riego, el concepto de embalses de estabilización.** Trabalho apresentado no Encontro Latino Americano de Saneamento, Cali, Colômbia, 2007. p. 1-11.

MAAK, R. **Geografia física do Estado do Paraná.** Curitiba: Banco de Desenvolvimento do Paraná, 1968.

MACHADO FILHO, J. G. **Comunicação pessoal.** SANEPAR - Unidade Regional de Ponta Grossa (URPG), Operação de esgoto. Curitiba, agosto de 2009.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W. Sequential batch-fed effluent storage reservoirs: A new concept of wastewater treatment to unrestricted Irrigation. **Water Science and technology**, Great Britain, v. 26, n. 7-8, p. 1459-1464, 1992.

MARQUES, M. O. *et al.* Uso de esgotos tratados em irrigação: aspectos agrônômicos e ambientais. In: BASTOS, R. K. X. (coord.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES, RIMA, 2003, cap. 01, p. 61-116.

MARTINS, J. A. Reservatórios de distribuição. In: AZEVEDO NETTO, J. M. *et al.* **Planejamento de sistemas de abastecimento de água**. Universidade Federal do Paraná e Organização Pan-Americana da saúde, 1973. Cap. 11, p. 171-183.

_____. Reservatórios de distribuição de água. In: **Técnica de abastecimento e tratamento de água**. 2 ed. São Paulo: Cetesb, 1976. Cap. 12, p. 427-456.

MARTORANO, L. G. *et al.* **Otimização das épocas de plantio de soja para a região de campos gerais do Paraná**. EMBRAPA SOLOS, IAPAR: Curitiba, 2000.

MASCARENHAS, L. C. A. M.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. DE L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, São Paulo, v. 9, n. 1, jan/mar 2004, p. 45-54.

MATZENAUER, R. Evapotranspiração de plantas cultivadas e coeficientes de cultura. In: BERGAMASCHI, H. (coord.). **Agrometeorologia aplicada à irrigação**. 2. ed. Porto Alegre: Ed. (UFRGS), 1999. Cap. 03, p. 33-47.

MENDONÇA, F. C. *et al.* Aspectos técnicos relacionados aos sistemas de irrigação com esgotos sanitários tratados. In: BASTOS, R. K. X. (coord.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES, RIMA, 2003. Cap. 04, p. 119-156.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 3 ed. New York, McGraw - Hill Book, 1991. 1334 p.

_____. **Wastewater engineering. treatment and reuse**. 4 ed. New York, McGraw - Hill Book, 2003. 1819 p.

MIWA, A. C. P.; FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. DO C. Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, São Paulo, v. 12, n. 2, abr/jun 2007.

MONTEIRO, T. L. V. **Efeito da aplicação de lodo e de efluente de reator UASB no cultivo de feijão caupi (*Vigna Unguiculata* (L.) Walp).** Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2009. 72 p.

MOTA, F. S. **Meteorologia agrícola.** 3 ed. São Paulo: Nobel, 1977. Cap. 12, p. 243-297.

OSAKI, Flora. **Microbacias - Práticas de Conservação de Solos.** Curitiba: Câmara Brasileira do Livro, 1994.

PAGANINE, W. da S. Reuso da água na agricultura. In: MANCUZO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos. **Reuso de água.** São Paulo, Barueri: Manole, 2003. Cap. 10, p. 339-401.

PARANÁ. Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente (SUREHMA). Portaria n. 003, de 21 de março de 1991. Bacia Rio Tibagi. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil.** Paraná, 21 mar. 1991, p. 1-2.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA). Resolução n. 001, de 23 de janeiro de 2007. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Paraná, 23 jan.** 2007, p. 1-22.

PEREIRA, A. R., ANGELOCCI, L. R., SENTELHAS, P. C. **Agrometeorologia: fundamentos e práticas.** Guaíba: Agropecuária, 2002. 478 p.

PINTO, N. L. de S. **Hidrologia básica.** São Paulo: Edgar Blucher; Rio de Janeiro: Fundação Nacional de Material Escolar, 1976. 278 p.

PIVELI, R. P. *et al.* Cinética e Hidráulica dos Processos de Desinfecção. In: FRANCI, R. (coord.). **Desinfecção de efluentes sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, 2003. Cap. 03, p. 90- 112.

REICHARDT, K. **A água em sistemas agrícolas.** São Paulo: Manole, 1990. 188 p.

RIGHETTO, A. M. **Hidrologia e recursos hídricos.** São Carlos: EESC/USP, 1998. 840 p.

ROLIM, G. S.; SENTELHAS, P. C.; BARBIERI, V. Planilhas no ambiente EXCEL para os cálculos de balanços hídricos: normal, sequencial, de cultura e de produtividade real e potencial. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v.6, 1998, p. 133-137.

SANEPAR. **Projeto de Engenharia do Sistema de Esgoto Sanitário de Ponta Grossa-PR**. Gerência de projetos, Curitiba, 2008.

SANTOS, E. S. **Avaliação do desempenho operacional de uma ETE em escala real, composta por reator UASB e lagoa de pós-tratamento**. 112 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2003.

SILVA, A. K. P. *et al.* **Reuso da água e suas implicações jurídicas**. São Paulo: Navegar, 2003, 111 p.

SILVA, A. L. da. **Variabilidade dos componentes do balanço hídrico**: um estudo de caso em uma cultura do cafeeiro (*Coffea arabica* L.) no Brasil. 73 f. Tese (Doutorado em Agronomia, área de concentração: Irrigação e Drenagem). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

SOARES, A. M. E. *et al.* Avaliação da remoção de patógenos em duas lagoas de polimento com diferentes relações geométricas tratando o efluente de um reator UASB compartimentado. In: CHERNICARO, C. A. de L. (coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001. v. 2, p. 87-96.

SOLUÇÕES Integradas. **Revista H₂O Água**. São Paulo, edição 08, maio /jun. 2008. Disponível em: <http://www.h2oagua.com.br/edicao08_saneamento.asp>. Acesso em: 20/4/2009.

SOUZA, M. L de P. *et al.* Aptidão das terras do Estado do Paraná. **Revista DAE**, São Paulo, n. 177, maio 2008, p. 20-28.

TOSCANI, D. C. **Análise matemática dos regimes hidráulicos e cinéticas de remoção da matéria orgânica de sistemas aeróbios e anaeróbios de tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2010.

TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de água**. 2 ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2005. 643 p.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: Rima, Instituto Internacional de Ecologia, 2003, 248 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for water reuse**. Technical Report n. EPA/625/R-92/004 Washington, DC: USEPA, 1992.

VITTI, G. C.; TREVISAN, W. Manejo de macro e micronutrientes para alta produtividade da soja. Departamento de Solos e Nutrição de Plantas. **Informações agronômicas**, São Paulo, n. 90, jun. 2000, 16 p.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte; Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 1996. 134 p.

_____. Performance evaluation and mathematical modeling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. **Water Research**, v. 33, n. 6, 1999, p. 1435-1448.

_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 2009. 452 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 1).

VON SPERLING, M. *et al.* Lagoas de Estabilização. In: FRANCI, R. (coord.). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. Cap. 07, p. 277-334.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. de L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. London UK: IWA Publishing e Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005, v.1, 810 p.

YANEZ, F. **Lagunas de estabilización**. Lima, PERU: Ed. CEPIS, 1993. 379 p.

WESTERHOFF, G.P. Un update of research needs for water reuse. In: **Water reuse symposium**, 3, 1984. San Diego, California, Proceedings, p. 1731-42.

WINTER, E. J. **A água, o solo e a planta**. 2 ed. São Paulo: Nobel, 1988.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Reuse of effluents: methods of wastewater treatment and health safeguards**. Report of a WHO meeting of experts. Technical report series, n. 517. Geneva, 1973.

_____. **Health guidelines for wastewater use in agriculture and aquaculture**. Report of a WHO meeting of experts. Technical report series, n. 778. Geneva, 1989.

APÊNDICES

APÊNDICE A.....213

APÊNDICE B.....214

APÊNDICE C215

APÊNDICE D216

APÊNDICE E.....217

APÊNDICE F.....218

APÊNDICE G219

APÊNDICE A

ETE RONDA: ESTATÍSTICA APLICADA AOS RESULTADOS DAS ANÁLISES REALIZADAS PELO LABORATÓRIO DA SANEPAR

ANÁLISE	PARÂMETROS	UNIDADES	AFLUENTE			VALORES		EFLUENTE			VALORES		N
			\bar{X}	σ	CV	MÁXIMO	MÍNIMO	\bar{X}	σ	CV	MÁXIMO	MÍNIMO	
FÍSICO- QUÍMICAS	DQO	mg/L	459	245	0,54	949	153	127	52,5	0,41	282	57	15
	DBO	mg/L	182	125	0,69	540	60	36	25	0,71	92	10	15
	SSed.	mL/L	3,4	1,9	0,55	7	0,8	0,15	0,13	0,89	0,2	0,1	15
	SST	mg/L	114	61	0,54	250	25	33	26	0,79	93	6	15
	P – PO ₄	mg P/L	5,1	3	0,58	13	2,6	4,3	3,6	0,84	16	1,7	15
	pH	-	-	-	-	7,3	6,1	-	-	-	8,1	6,1	15

FONTE: CONSTANTE (2010)

NOTA: Período: Realizado 06 coletas no ano de 2008, 07 coletas no ano de 2009 e 02 coletas no ano de 2010.

APÊNDICE B

ETE RONDA: ESTATÍSTICA APLICADA AOS RESULTADOS DAS ANÁLISES REALIZADAS PELO LABORATÓRIO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DA PUCPR

ANÁLISE	PARÂMETROS	AFLUENTE		VALORES		EFLUENTE RALF		VALORES		EFLUENTE LAGOA		VALORES		N
		\bar{X}	σ	MÁX	MÍN	\bar{X}	σ	MÁX	MÍN	\bar{X}	σ	MÁX	MÍN	
Físico- Químicas	Nitrogênio Amoniacal (mg N/L)	18,4	7,9	33,6	11	11,9	4,4	17,8	5,7	8,6	2,9	12,3	4,8	8
	Nitrogênio Orgânico (mg/L)	8,6	9,6	30,9	0,7	3,2	1,6	6,7	1,2	3,6	2	4,9	1,4	8
	NTK (mg/L)	27	13,3	48,2	16,8	15,1	4,8	21,6	9,3	12,2	3,7	18,5	8,3	8
	Nitrato (mg N/L)	3,2	3,1	11	0,9	0,9	0,6	2,1	0,2	1,6	0,9	3	0,6	9
	Nitrito (mg N/L)	0,1	0	0,1	0,1	0	0	0,1	0	0	0	0,1	0,02	5
Biológicas	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	5,59E+06	1,11E+07	3,93E+07	1,00E+05	6,92E+05	2,22E+07	7,12E+07	3,00E+04	5,05E+04	1,61E+06	5,20E+06	1,00E+03	10
	CT (NMP/100mL)	4,22E+07	7,51E+07	2,28E+08	3,00E+05	4,19E+06	6,95E+07	2,25E+08	5,94E+05	5,08E+05	5,82E+06	1,89E+07	5,38E+04	10

FONTE: A autora (2010)

NOTA: Período: agosto de 2009 a maio de 2010.

APÊNDICE C

ETE RONDA: RESULTADOS E EFICIÊNCIAS GERAIS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS REALIZADAS PELO LABORATÓRIO DA SANEPAR

DATA	ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICAS																
	DQO (mg/L)			DBO (mg/L)			S.SED. (mL/L)			FÓSFORO (mg P/L)			SÓL. SUSP. (mg/L)			pH	
	Afluyente	Efluente	E (%)	Afluyente	Efluente	E (%)	Afluyente	Efluente	E (%)	Afluyente	Efluente	E (%)	Afluyente	Efluente	E (%)	Afluyente	Efluente
05/01/08	880	100	88,6	300	10	96,7	5	0,1	98	4,5	3	33,3	25	20	20	6,8	7,3
03/03/08	491	94	80,7	75	24	68	4	0,1	97,5	4,2	4,2	0	173	37	78,7	7	7,1
07/05/08	248	72	70,7	60	23	61,7	7	0,2	97,1	6,45	2,55	60,5	159	16	90	7,1	7
07/07/08	192	101	47,2	96	44	54,2	2	0,2	90	5,4	5,5	-1,9	111	17	84,7	7	6,6
01/09/08	681	161	76,3	250	26	89,6	4	0,1	97,5	5	2,9	42	43	17	59,5	6,6	6,7
03/11/08	289	84	70,9	200	35	82,5	1,8	0,1	94,4	2,6	2,4	7,7	124	31	75	6,7	6,8
06/01/09	366	132	63,9	130	42	67,7	7	0,1	98,6	4,8	4,1	14,6	152	34	77,5	6,9	6,7
02/03/09	308	141	54,1	140	20	85,7	2,8	0,1	96,4	3,1	2,6	16,1	58	50	13,8	6,1	6,6
05/05/09	594	146	75,4	250	72	71,2	3	0,1	96,7	3,8	4,6	-21,1	102	27	73,6	6,5	6,6
15/06/09	457	128	71,9	56	92	-64,3	0,8	0,6	25	10,2	7,2	29,4	250	93	62,7	7,2	8,1
07/07/09	949	128	86,5	540	14	97,4	2	0,1	95	13,2	16,4	-24,2	60	16	73,3	7,3	7,1
01/09/09	659	282	57,2	240	80	66,7	4	0,1	97,5	4	3,3	17,5	185	93	49,7	6,9	6,9
09/11/09	153	57	62,3	96	35	63,5	1	0,1	90	2,7	2,4	11,1	73	12	83,6	6,9	7
25/01/10	255	125	50,8	155	14	91	4	0,1	97,5	3,4	1,7	50	113	34	69,9	6,3	6,5
15/03/10	364	153	57,8	145	12	91,7	3	0,1	96,7	2,8	2,1	25	83	6	92,8	6,3	6,1
Média Aritmética	459,43	127,41	67,62	182,2	36,2	68,22	3,43	0,15	91,19	5,08	4,33	17,34	114,19	33,6	67	Faixa de 6,1 a 7,3	Faixa de 6,1 a 8,1-
Desvio Padrão	245,87	52,46	12,73	124,95	25,85	39,22	1,88	0,13	18,5	2,95	3,64	23,92	61,15	26,7	23,3	-	-
Coeficiente Variação	0,54	0,41	0,19	0,69	0,71	0,57	0,55	0,89	0,2	0,58	0,84	1,38	0,54	0,79	0,35	-	-

FONTE: CONSTANTE (2010); A autora (2010)

NOTA: Período: Realizado 06 coletas no ano de 2008, 07 coletas no ano de 2009 e 02 coletas no ano de 2010.

APÊNDICE D

ETE RONDA: RESULTADOS E EFICIÊNCIAS GERAIS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS REALIZADAS PELO LABORATÓRIO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DA PUCPR

DATA	ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS																						
	NITROGÊNIO AMONIACAL (mg N/L)					NITROGÊNIO ORGÂNICO (mg/L)					NITROGÊNIO TOTAL (mg/L)					NITRITO (mg N/L)				NITRATO (mg N/L)			
	1	2	E (%) RALF	3	E (%) LAGOA	1	2	E (%) RALF	3	E (%) LAGOA	1	2	E (%) RALF	3	E (%) LAGOA	1	2	3	E (%) LAGOA	1	2	3	E (%) LAGOA
21/09/09	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	1,9	1	1,7	Neg
26/10/09	25,2	12,9	48,8	10,9	15,5	3,1	1,2	61,3	2	Neg	28,3	14,1	50,2	12,9	8,5	NR	NR	NR	NR	1,8	0,3	0,6	Neg
09/11/09	17,3	14,9	13,9	12,3	17,4	30,9	6,7	78,3	3,9	41,8	48,2	21,6	55,2	16,2	25,0	NR	NR	NR	NR	11	1,2	1,3	Neg
23/11/09	17,3	17,8	Neg	10,9	38,8	2,6	3,2	Neg	2,6	18,8	19,9	21	Neg	13,5	35,7	NR	NR	NR	NR	3,9	1,4	1,8	Neg
08/12/09	33,6	17	49,4	10,8	36,5	11,1	2,3	79,3	7,7	Neg	44,7	19,3	56,8	18,5	4,1	NR	NR	NR	NR	3,4	2,1	3	Neg
23/03/10	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	0,1	0,0	0,1	Neg	NR	NR	NR	NR
28/04/10	11,0	9,2	16,9	6,2	32,5	7,56	3,0	60,6	3,1	Neg	18,6	12,2	34,7	9,29	23,5	0,1	0,0	0,0	Neg	0,9	0,3	2,9	Neg
2/05/10	11,6	8,5	26,6	7,0	18,5	5,19	2,7	47,2	1,4	50,7	16,8	11,3	32,9	8,31	26,3	0,1	0,0	0,0	55,8	1,3	0,2	0,7	Neg
3/05/10	11,0	9,2	16,9	6,2	32,5	7,56	3,0	60,6	3,1	Neg	18,6	12,2	34,7	9,29	23,5	0,1	0,0	0,0	71,4	3,1	0,5	0,9	Neg
10/05/10	19,9	5,7	71,6	4,8	15,8	0,65	3,7	Neg	4,9	Neg	20,6	9,3	54,6	9,68	Neg	0,1	0,0	0,0	75,0	1,5	1,3	1,3	0,0
Média Aritmética	18,4	11,9	35,3	8,6	27,5	8,58	3,2	62,4	3,6	Neg	27,0	15,1	43,9	12,2	19,2	0,1	0,0	0,0	53,3	3,2	0,9	1,6	Neg
Desvio Padrão	7,9	4,4	22,0	2,9	10,0	9,6	1,6	12,2	2,0	-	13,3	4,8	10,9	3,7	10,9	0,0	0,0	0,0	10,2	3,1	0,6	0,9	-
Coeficiente Variação	0,4	0,4	0,6	0,3	0,36	1,12	0,5	0,2	0,6	-	0,5	0,3	0,2	0,3	0,6	0,3	0,5	0,8	0,2	1,0	0,7	0,6	-

FONTE: A autora (2010)

NOTA: Período: agosto de 2009 a maio de 2010.

Pontos de coleta: 1 (afluente), 2 (efluente do reator RALF), 3 (efluente da lagoa).

NR: Não Realizado.

APÊNDICE E

ETE RONDA: RESULTADOS E EFICIÊNCIAS GERAIS DAS ANÁLISES BIOLÓGICAS REALIZADAS PELO LABORATÓRIO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DA PUCPR

DATA	ANÁLISES BIOLÓGICAS									
	CT (NMP/100ML)					E. COLI (NMP/100ML)				
	1	2	E RALF (%)	3	E LAGOA (%)	1	2	E RALF (%)	3	E LAGOA (%)
5/08/09	1,62E+08	2,25E+08	Neg	7,70E+05	99,7%	8,40E+06	7,12E+07	Neg	4,88E+05	99,3%
21/09/09	2,28E+08	1,12E+07	95,1%	2,19E+06	80,5%	5,20E+06	3,50E+06	32,7%	4,48E+05	87,2%
26/10/09	3,73E+07	1,91E+07	48,8%	1,89E+07	1,0%	1,69E+07	8,60E+06	49,1%	5,20E+06	39,5%
09/11/09	2,11E+07	1,58E+05	99,3%	1,99E+05	Neg	1,00E+06	4,10E+04	95,9%	4,10E+04	0,0%
23/11/09	7,71E+07	2,42E+06	96,9%	2,60E+05	89,2%	1,00E+07	5,17E+05	94,8%	2,01E+04	96,1%
08/12/09	9,87E+07	1,40E+06	98,6%	5,91E+05	57,8%	1,34E+07	3,46E+05	97,4%	8,60E+04	75,1%
23/03/10	1,66E+08	3,87E+06	97,7%	7,17E+05	81,5%	3,93E+07	9,33E+05	97,6%	1,45E+05	84,5%
2/05/10	3,65E+07	7,27E+06	80,1%	6,57E+04	99,1%	9,06E+06	6,38E+05	93,0%	1,00E+03	99,8%
3/05/10	4,43E+07	5,94E+05	98,7%	5,38E+04	90,9%	8,50E+06	3,00E+04	99,6%	3,10E+03	89,7%
10/05/10	3,00E+05	3,87E+06	Neg	4,65E+05	88,0%	1,00E+05	9,00E+04	10,0%	3,00E+03	96,7%
Média Geométrica	4,22E+07	4,19E+06	90,1%	5,08E+05	87,9%	5,59E+06	6,92E+05	87,6%	5,05E+04	92,7%
Desvio Padrão	7,51E+07	6,95E+07	1,76E-01	5,82E+06	3,09E-01	1,11E+07	2,22E+07	3,44E-01	1,61E+06	3,24E-01
Coeficiente de Variação	1,8	16,6	0,2	11,5	0,4	2,0	32,0	0,4	31,9	0,3

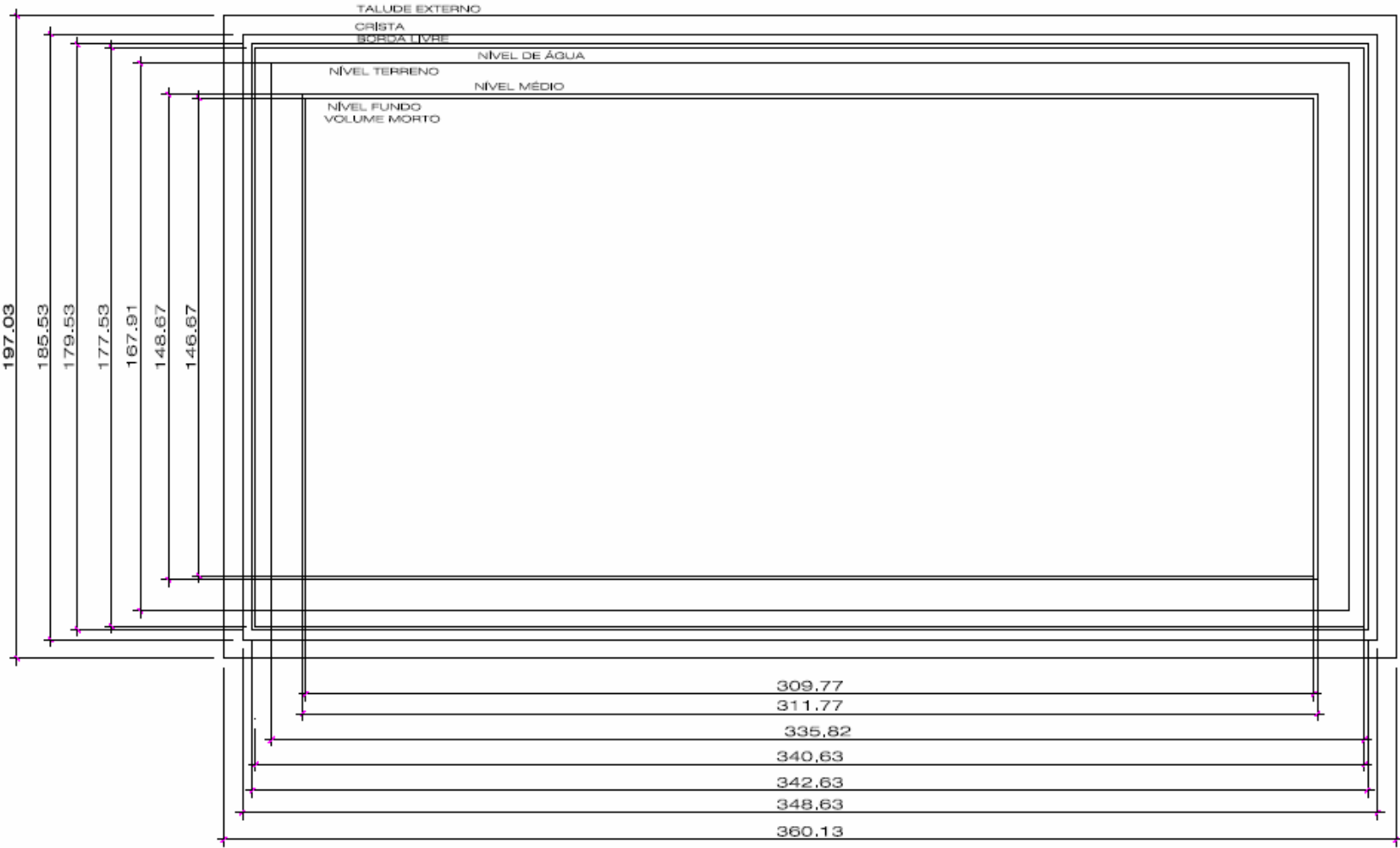
FONTE: A autora (2010)

NOTA: Período: agosto de 2009 a maio de 2010.

Pontos de coleta: 1 (afluente), 2 (efluente do reator RALF), 3 (efluente da lagoa).

APÊNDICE G

ETE RONDA: PLANTA DO RESERVATÓRIO PROFUNDO DE ESTABILIZAÇÃO



ANEXOS

ANEXO A221

ANEXO B222

ANEXO C223

ANEXO D224

ANEXO A

**PROJETO USO INTEGRADO DE EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
DE ESGOTO SANITÁRIO E BIOGÁS NA AGRICULTURA**

NÚCLEOS	NÚCLEO HÍDRICO SANITÁRIO	NÚCLEO AGRONÔMICO E ENERGÉTICO	NÚCLEO EPIDEMIOLÓGICO	NÚCLEO GESTÃO
SUBPROJETOS	1. Caracterização do efluente e do sistema de tratamento.	5. Determinação do protocolo de irrigação na fertirrigação com efluente de ETE.	8. Caracterização Sanitária do esgoto tratado, do solo, do percolado e das culturas cultivadas.	11. Avaliação econômica e energética do sistema.
	2. Simulações de impacto do efluente no corpo receptor em diferentes alternativas de reservação	6. Concepção do sistema de irrigação.	9. Avaliação Epidemiológica	12. Proposição do sistema gerencial.
	3. Concepção do sistema sanitário de irrigação integrada.	7. Avaliação da fertirrigação no desenvolvimento de cultivos agrícolas.	10. Análise de risco à saúde humana	
	4. Avaliação do sistema de tratamento do efluente por escoamento no solo.			

FONTE: ANDREOLI *et al.* (2007)

ANEXO B

**PONTA GROSSA/PR: DADOS DE TEMPERATURA DO AR, UMIDADE RELATIVA, VENTO, PRECIPITAÇÃO, EVAPORAÇÃO
E INSOLAÇÃO**

ST.: Ponta Grossa / CÓD.: 02550024 / LAT.: 25°13'S / LONG.: 50°01'W / ALT.: 880m														PERÍODO: 1954 - 2001		
	TEMPERATURA DO AR (°C)							U.REL	VENTO		PRECIPITAÇÃO (mm)				EVAPORAÇÃO	INSOLAÇÃO
MÊS	média	média máxima	média mínima	máxima absol.	ano	mínima absol.	ano	média (%)	direção pred.	veloc. (m/s)	total	máxima 24h	ano	dias de chuva	total (mm)	total (horas)
JAN	21,4	27,6	17,2	36,2	1958	9	1980	78	NE	3,3	186,5	119,6	1997	15	83,4	178,1
FEV	21,4	27,4	17,4	33,6	1964	9,4	57/64	79	NE	3	161	80,8	1994	14	68,2	163,5
MAR	20,3	26,4	16,2	32,6	63/64	4,1	1987	80	NE	2,9	137,8	102	1996	13	70,7	175,5
ABR	18	24,2	13,8	31,1	1962	0	1971	79	NE	3,2	101,3	121	1965	8	67	177
MAI	15,1	21,5	10,5	29,6	1995	-3,4	1962	80	NE	3,1	116,3	115	1993	8	63	179,9
JUN	13,9	20	9,2	28	vrs	-4	1967	79	NE	3,2	117,7	85,6	1973	8	59,2	165,5
JUL	13,8	20,2	9,1	29,8	1967	-6	1975	77	NE	3,6	95,8	106,4	1995	7	74,1	191,1
AGO	15,2	21,8	10,2	31,9	55/94	-5,8	1963	75	NE	3,7	78,9	77	1957	7	87,5	190,8
SET	16,4	22,6	11,8	33,2	1994	-1	1972	75	NE	4	135,5	72	1984	10	84,1	152,8
OUT	18	24,3	13,5	33,2	1963	1,8	1965	76	NE	3,9	152,7	81,8	1957	11	85,1	173,8
NOV	19,5	25,9	14,8	35,8	1985	2,7	1970	73	NE	3,9	119,2	89,9	1997	10	94,2	190,9
DEZ	20,8	26,8	16,3	34,4	1985	5	54/70	75	NE	3,6	151	89,5	1955	13	93,7	176,4
ANO	17,8	24,1	13,3					77,2			1554			126	930	2115

FONTE: IAPAR (2006)

ANEXO C

**PONTA GROSSA/PR: MÉTODO DE ESTIMATIVA DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO
POTENCIAL**

Meses	Num. de dias	T °C	P mm	N horas	I	a	NDA	δ	HN	N	ETP mm
Jan	31	21,4	185,9	13,5	9	1,8	1	-23,0116	101,54	13,5385	103,08
Fev	28	21,4	153,3	13,2	9	1,8	31	-17,7823	98,688	13,1584	93,51
Mar	31	20,3	130,1	12,5	8,3	1,8	59	-8,67004	94,119	12,5491	89,60
Abr	30	18	100,5	11,8	7	1,8	90	3,618542	88,293	11,7724	65,20
Mai	31	15,1	118,6	11,1	5,3	1,8	120	14,587	82,96	11,0613	45,83
Jun	30	13,9	115,8	10,5	4,7	1,8	151	21,89848	79,087	10,5449	36,31
Jul	31	13,9	93,6	10,4	4,7	1,8	181	23,18449	78,363	10,4484	37,17
Ago	31	15,2	76,8	10,8	5,4	1,8	212	18,17103	81,107	10,8143	45,35
Set	30	16,4	129,6	11,5	6	1,8	243	8,104609	86,154	11,4872	53,61
Out	31	18	146,9	12,2	7	1,8	273	-3,81782	91,801	12,2401	70,05
Nov	30	19,5	122,2	13	7,9	1,8	304	-15,0562	97,279	12,9705	83,23
Dez	31	20,8	150	13,5	8,7	1,8	334	-21,9699	100,95	13,4604	100,51
TOTAIS	-	213,9	1523,3	144	83	22,1	-	-	-	-	823,46

FONTE: IAPAR (2006)

ANEXO D

**PONTA GROSSA/PR: VALORES DE ARMAZENAMENTO PARA O MÉTODO DO
BALANÇO HÍDRICO DE THORNTHWAIT, EM FUNÇÃO DO NEGATIVO
ACUMULADO (CONTINUA)**

NEG. ACUM.	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	ÁGUA RETIDA NO SOLO									
0	100	99	98	97	96	95	94	93	92	91
10	90	89	88	88	87	86	85	84	83	82
20	81	81	80	79	78	77	77	76	75	74
30	74	73	72	71	70	70	69	68	68	67
40	66	66	65	64	64	63	62	62	61	60
50	60	59	59	58	58	57	56	56	55	54
60	54	53	53	52	52	51	51	50	40	49
70	49	48	48	47	47	46	46	45	45	44
80	44	44	43	43	42	42	41	41	40	40
90	40	39	39	38	38	38	38	37	36	36
100	36	35	35	35	34	34	34	33	33	33
110	32	32	32	31	31	31	30	30	30	30
120	29	29	29	28	28	28	27	27	27	27
130	26	26	26	26	25	25	25	24	24	24
140	24	24	23	23	23	23	23	22	22	22
150	22	21	21	21	21	20	20	20	20	20
160	19	19	19	19	19	18	18	18	18	18
170	18	17	17	17	17	17	16	16	16	16
180	16	16	15	15	15	15	15	15	14	14
190	14	14	14	14	14	14	13	13	13	13

**PONTA GROSSA/PR: VALORES DE ARMAZENAMENTO PARA O MÉTODO DO
BALANÇO HÍDRICO DE THORNTHWAITTE, EM FUNÇÃO DO NEGATIVO
ACUMULADO (CONTINUAÇÃO)**

NEG. ACUM.	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	ÁGUA RETIDA NO SOLO									
200	13	13	13	12	12	12	12	12	12	12
210	12	11	11	11	11	11	11	11	11	11
220	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
230	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
240	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
250	7	8	8	7	7	7	7	7	7	7
260	6	7	7	7	7	7	6	6	6	6
270	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
280	5	6	6	6	6	6	5	5	5	5
290	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5
300	4	5	4	4	4	5	4	4	4	4
310	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4
320	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4
330	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
340	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
350	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3
360	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
370	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
380	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
390	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
400	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
410	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1

**PONTA GROSSA/PR: VALORES DE ARMAZENAMENTO PARA O MÉTODO DO
BALANÇO HÍDRICO DE THORNTHWAIT, EM FUNÇÃO DO NEGATIVO
ACUMULADO (CONCLUSÃO)**

NEG. ACUM.	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	ÁGUA RETIDA NO SOLO									
420	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
430	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
440	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

FONTE: REICHARDT (1999, p. 122)